



El campo
es de todos

Minagricultura

Documento Técnico Base para el Establecimiento de Cuotas Globales de Pesca para la Vigencia 2021

Propuesta presentada por la
Autoridad Nacional de Acuicultura y
Pesca – AUNAP al Comité Ejecutivo
para la Pesca 2020.

Carlos Guillermo Barreto Reyes



AUNAP
AUTORIDAD NACIONAL
DE ACUICULTURA Y PESCA

"Acuicultura y Pesca con responsabilidad"



El campo
es de todos

Minagricultura

AUTORIDAD NACIONAL DE ACUICULTURA Y PESCA –AUNAP

Nicolás del Castillo Piedrahita
Director General

Javier Ovalle Martínez
Regional Barrancabermeja

Nelcy Villa Estarita
Directora Técnica de Inspección y Vigilancia

Jorge Roa Barros
Director Regional Barranquilla

Jhon Jairo Restrepo Arenas
Director Técnico de Administración y Fomento

Carlos Augusto Borda Rodríguez
Director Regional Bogotá

Maria Rosa Angarita Peñaranda
Jefe Oficina de Generación del Conocimiento y
la Información

Humberto Villani Pechene
Directora Regional Cali

Alfredo de Ávila Castellón
Director Regional Magangué

Carlos Zapata Morales
Director Regional Medellín

Maritza Casallas Delgado
Regional Villavicencio

Equipo Técnico AUNAP

Autor Carlos Barreto Reyes

Colaboradores

Vladimir Puentes Granada – Oficina de Generación del Conocimiento y la Información

Claudia Liliana Sánchez Paez – Dirección Técnica de Administración y Fomento

Wilberto Angulo Viveros – Dirección Técnica de Inspección y Vigilancia

Vianys Agudelo Martínez – Dirección Técnica de Inspección y Vigilancia

Citar como: Barreto CG. 2020. Documento Técnico Base Para el Establecimiento de Cuotas Globales de Pesca para la Vigencia 20201. XXX (Ed.). Documento Técnico de propuesta para el Comité Ejecutivo de la Pesca – CEP. Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca – AUNAP- ©. Dirección técnica de Inspección y Vigilancia (DTIV), Oficina de Generación del Conocimiento la Información (OGCI) y Dirección Técnica de Administración y Fomento. xx p.

Julio de 2020

INDICE

RESUMEN EJECUTIVO	15
INTRODUCCIÓN	16
CAPÍTULO I	18
1. ANTECEDENTES.....	18
1.1 Diagnóstico mundial de la pesca	18
1.2 Situación de la pesca en Colombia.....	19
CAPÍTULO II	25
2. METODOLOGÍA.....	25
2.1 Descripción del área	25
2.2 Aproximación metodología para el Análisis.....	31
2.2.1 Análisis de información.....	35
<i>Mortalidad por pesca</i>	39
<i>Criterios utilizados para utilizar los índices de mortalidad</i>	40
CAPÍTULO III	52
3. Análisis de biodiversidad en los muestreos realizados	52
3.1 Comparación entre las biomazas agrupadas por tallas entre los años 2007 – 2019	52
3.1.1 Cuenca de Pacífico:.....	52
3.1.2 Cuenca de Caribe	56
3.1.3 Cuenca del Magdalena	60
3.1.4 Cuenca del Amazonas.....	64
3.1.5 Cuenca del Atrato.....	67
3.1.6 Cuenca de la Orinoquia.....	69
3.2 Estimación de la biodiversidad de la pesca en el año 2019	74
CAPÍTULO IV	83
4. Resultados de modelación de las pesquerías del Pacífico colombiano.....	83
4.1 Consideraciones generales de la dinámica pesquera del Pacífico colombiano.....	83
4.2 Peces.....	85
4.2.1 Pesquerías del jurel común [<i>Caranx caninus</i> Gunther, 1867].....	85
.....	85



4.2.1.1	Análisis de los datos biológico de las pesquerías de jurel	85
4.2.1.2	Análisis de los datos de dinámica poblacional del jurel	86
4.2.1.3	Modelos CMSY y BSM para el análisis de las pesquerías del jurel	86
4.2.1.4	Conclusiones del manejo del jurel	92
4.2.2	Pesquerías de berrugate [<i>Lobotes pacificus</i> Gilbert, 1898]	92
4.2.2.1	Antecedentes del recurso berrugate.....	92
4.2.2.2	Análisis de los datos biológico-pesqueros del berrugate.....	93
4.2.2.3	Análisis de los datos de dinámica de las poblaciones del berrugate	93
4.2.2.4	Evaluación del estado de salud del berrugate con la modelación LBB.....	94
4.2.2.5	Modelos CMSY y BSM para el análisis de las pesquerías del berrugate.	97
4.2.2.6	Conclusiones sobre el berrugate.....	104
4.2.3	Pesquerías del pargo rojo [<i>Lutjanus peru</i> , Nichols & Murphy, 1922]	104
4.2.3.1	Antecedentes del recurso pargo rojo	104
4.2.3.2	Análisis de los datos biológico de las pesquerías de pargo rojo.....	106
4.2.3.3	Modelo de tallas LBB para las pesquerías del pargo rojo	107
4.2.3.4	Modelo CMSY y BMS para el análisis de las pesquerías del pargo rojo....	110
4.2.3.5	Conclusiones	114
4.2.4	Pesquerías del burique (<i>Caranx caballus</i> Günther, 1868).	115
4.2.4.1	Antecedentes del recuso burique.	115
4.2.4.2	Análisis de los datos biológicos de las pesquerías del burique.	116
4.2.4.3	Análisis de los datos de dinámica de poblaciones de burique.	116
4.2.4.4	Modelos CMSY y BSM para el análisis de las pesquerías burique	117
4.2.4.5	Conclusiones para el burique.....	123
4.2.5	Pesquerías de la pelada (<i>Cynoscion phoxocephalus</i> Jordan & Gilbert, 1882 ..	124
4.2.5.1	Antecedentes del recuso pelada.....	124
4.2.5.2	Análisis de los datos biológicos de las pesquerías de la pelada	124
4.2.5.3	Análisis de los datos de dinámica poblacional de la pelada.....	125
4.2.5.4	Evaluación del estado de salud del stock con la modelación LBB para la pelada	125
4.2.5.5	Modelos CMSY y BSM para el análisis de las pesquerías de la pelada	128
4.2.5.6	Conclusiones de las pesquerías de la pelada	134
4.2.6	Pesquerías del dorado (<i>Coryphaena hippurus</i> Linnaesu, 1758)	134



4.2.6.1	Antecedentes del recurso dorado	135
4.2.6.2	Análisis de los datos de dinámica de poblaciones del dorado	135
4.2.7	Modelos CMSY y BSM para el análisis de las pesquerías del dorado	135
4.2.7.1	Conclusiones de las pesquerías del dorado.....	141
4.2.8	Pesquerías del robalo (<i>Centropomus viridis</i> Lockington, 1877).....	141
4.2.8.1	Antecedentes del recurso robalo.	141
4.2.8.2	Análisis de los datos biológicos de las pesquerías del robalo	142
4.2.8.3	Análisis de los datos de dinámica de poblaciones del robalo.....	142
4.2.8.4	Modelos CMSY y BSM para el análisis de las pesquerías del robalo.	142
4.2.8.5	Conclusiones para las pesquerías del robalo.....	148
4.2.9	Pesquerías de la sierra (<i>Scomberomorus sierra</i> Jordan & Starks, 1895)	149
4.2.9.1	Antecedentes del recurso sierra.	149
4.2.9.2	Análisis de los datos biológicos de las pesquerías de la sierra	149
4.2.9.3	Análisis de los datos de dinámica de poblaciones de la sierra.....	150
4.2.9.4	Evaluación del estado de salud del stock con la modelación LBB de la sierra 150	
4.2.9.5	Modelos CMSY y BSM para el análisis de las pesquerías de la sierra.	154
4.2.9.6	Conclusiones para las pesquerías de la sierra.....	159
4.2.10	Pesquerías de la merluza (<i>Brotula clarkae</i> Hubbs, 1944)	160
4.2.10.1	Antecedentes del recurso merluza	160
4.2.10.2	Análisis de los datos biológicos de las pesquerías de la merluza	160
4.2.10.3	Análisis de los datos de dinámica de poblaciones de la merluza.....	161
4.2.10.4	Evaluación del estado de salud del stock con la modelación LBB para la merluza 161	
4.2.10.5	Modelos CMSY y BSM para el análisis de las pesquerías de la merluza. .	164
4.2.10.6	Conclusiones para las pesquerías de la merluza.....	170
4.2.11	Pesquerías de la sardinata (<i>Elagatis bipinnulata</i> (Quoy & Gaimar, 1825))	170
4.2.11.1	Antecedentes del recurso sardinata	170
4.2.11.2	Análisis de los datos de dinámica de poblaciones de la sardinata	171
4.2.11.3	Modelos CMSY y BSM para el análisis de las pesquerías de la sardinata	171
4.2.11.4	Conclusiones de las pesquerías de sardinata.....	176
4.2.12	Pesquerías del Zafiro (<i>Cynoponticus coniceps</i> (Jordan & Gilbert, 1882)).....	177



4.2.12.1	Antecedentes del recurso zafiro.....	177
4.2.12.2	Análisis de los datos de dinámica de poblaciones del zafiro.....	177
4.2.12.3	Modelos CMSY y BSM para el análisis de las pesquerías del zafiro	177
4.2.12.4	Conclusiones para las pesquerías de zafiro.....	183
4.2.13	Pesquerías del pámpano (<i>Trachinotus rhodopus</i> Gill, 1863)	183
4.2.13.1	Antecedentes de recurso pámpano.....	183
4.2.13.2	Análisis de los datos de dinámica de poblaciones de pámpano.	184
4.2.13.3	Modelos CMSY y BSM para el análisis de las pesquerías del pámpano... ..	184
4.2.13.4	Conclusiones de la pesquerías del pámpano.....	190
4.2.14	Pesquerías de machetajo (<i>Centropomus medius</i> Günther, 1864).....	191
4.2.14.1	Antecedentes del recurso del machetajo	191
4.2.14.2	Análisis de los datos de dinámica de poblaciones para el machetajo	191
4.2.14.3	Modelos CMSY y BSM para el análisis de las pesquerías del machetajo .	192
4.2.14.4	Conclusiones sobre el manejo pesquero del machetajo.....	198
4.2.15	Pesquerías del mero (<i>Epinephelus quinquefasciatus</i> (Bocourt, 1868)	198
4.2.15.1	Antecedentes del recurso mero	198
4.2.15.2	Análisis de los datos biológicos de las pesquerías del mero	199
4.2.15.3	Modelos CMSY y BSM para el análisis de las pesquerías del mero	199
4.2.15.4	Conclusiones de las pesquerías del mero.....	205
4.2.16	Pesquerías del espejuelo (<i>Selene peruviana</i> (Guichenot, 1866)	205
4.2.16.1	Antecedentes del recurso del espejuelo.....	206
4.2.16.2	Análisis de los datos de dinámica de poblaciones del espejuelo.....	206
4.2.16.3	Modelos CMSY y BSM para el análisis de las pesquerías de espejuelo ...	206
4.2.16.4	Conclusiones de las pesquerías del espejuelo	212
4.2.17	Pesquerías del gualajo (<i>Centropomus armatus</i> Gill, 1863).....	212
4.2.17.1	Antecedentes de recuso gualajo.....	212
4.2.17.2	Análisis de los datos biológicos de las pesquerías de gualajo.....	213
4.2.17.3	Análisis de los datos de dinámica de poblaciones del gualajo	213
4.2.17.4	Evaluación del estado de salud del stock con la modelación LBB para el gualajo	213
4.2.17.5	Modelos CMSY y BSM para el análisis de las pesquerías para le gualajo	216
4.2.17.6	Conclusiones de las pesquerías del gualajo	222



4.2.18	Pesquerías del guayaípe (<i>Seriola peruana</i> Steindachner, 1881).....	222
4.2.18.1	Antecedentes del recurso guayaípe.....	223
4.2.18.2	Análisis de los datos biológicos de las pesquerías del guayaípe.....	223
4.2.18.3	Conclusiones de las pesquerías del guayaípe.....	229
4.2.19	Pesquerías de la cherna (<i>Mycteroperca xenarcha</i> Jordan, 1888)	229
	229
4.2.19.1	Antecedentes del recurso cherna	229
4.2.19.2	Análisis de los datos de dinámica de poblaciones de la cherna	229
4.2.19.3	Modelos CMSY y BSM para el análisis de las pesquerías de la cherna	230
4.2.19.4	Conclusiones de las pesquerías de la cherna	235
4.2.20	Pesquerías de la carduma (<i>Cetengraulis mysticetus</i> (Günther, 1867)).....	235
4.2.20.1	Antecedentes del recurso carduma	236
4.2.20.2	Análisis de los datos biológicos de las pesquerías de la carduma	236
4.2.20.3	Modelos CMSY y BSM para el análisis de las pesquerías de la carduma.	237
4.2.20.4	Conclusiones de las pesquerías de la carduma.....	242
4.2.21	Pesquerías de la botellona (<i>Menticirrhus panamensis</i> (Steindachner, 1876))	242
4.2.21.1	Antecedentes del recurso botellona	242
4.2.21.2	Análisis de los datos de dinámica de poblaciones de la botellona	242
4.2.21.3	Modelos CMSY y BSM para el análisis de las pesquerías de la botellona	243
4.2.21.4	Conclusiones de las pesquerías de la botellona	248
4.3	Tiburones	248
4.3.1	Tiburón zorro (<i>Alopias pelagicus</i> , Nakamura, 1935).....	249
4.3.1.1	Modelos CMSY y BSM para el análisis de las pesquerías del tiburón zorro.	249
4.3.1.2	Conclusiones de las pesquerías del tiburón zorro	254
4.3.2	Pesquerías de tiburón ojo grande (<i>Alopias superciliosus</i> Lowe, 1841)	254
4.3.2.1	Modelos CMSY y BSM para el análisis de las pesquerías del tiburón ojo grande	255
4.3.2.2	Conclusiones de las pesquerías del tiburón ojo grande.....	260
4.3.3	Pesquerías del tiburón sedoso (<i>Carcharhinus falciformis</i> (Müller & Henle, 1839)	260
4.3.3.1	Modelos CMSY y BSM para el análisis de las pesquerías del tiburón sedoso	260



4.3.3.2	Conclusiones de las pesquerías de tiburón sedoso	266
4.3.4	Pesquerías del toyo vieja (<i>Mustelus henlei</i> (Gill, 1863)).....	266
4.3.4.1	Modelos CMSY y BSM para el análisis de las pesquerías del toyo vieja ...	266
4.3.4.2	Conclusiones de las pesquerías de la toya vieja.....	273
4.4	Consideraciones generales	284
4.5	Crustáceos.....	285
4.5.1	Pesquerías del camarón blanco [<i>Litopenaeus occidentalis</i> , Streets, 18719]..	285
4.5.1.1	Antecedentes del recurso	285
4.5.1.2	Análisis de los datos biológicos de las pesquerías de camarón blanco....	287
4.5.1.3	Análisis de los datos de dinámica de poblaciones de camarón blanco	288
4.5.1.4	Evaluación del estado de salud del stock con la modelación LBB para el camarón blanco.....	288
4.5.1.5	Modelos CMSY y BSM para el análisis de las pesquerías de camarón blanco	292
4.5.1.6	Conclusiones sobre las pesquerías de camarón blanco	298
4.6	Moluscos.....	299
4.6.1	Pesquerías de la piangua [<i>Anadara tuberculosa</i> , Sowerby I, 1833]	299
4.6.1.1	Antecedentes del recurso	299
4.6.1.2	Análisis de los datos biológicos de las pesquerías de piangua	299
4.6.1.3	Análisis de los datos de dinámica de poblaciones	299
4.6.1.4	Evaluación del estado de salud del stock con la modelación LBB	300
4.6.1.5	Modelo CMSY y BSM para el análisis de las pesquerías de piangua	303
4.6.1.6	Conclusiones para la piangua	308
4.6.2	Pesquerías del calamar (<i>Lolliguncula diomedea</i> , (Hoyle, 1904)).....	309
4.6.2.1	Antecedentes del recurso calamar	309
4.6.2.2	Análisis de los datos biológicos de las pesquerías del calamar	309
4.6.2.3	Modelos CMSY y BSM para el análisis de las pesquerías del calamar	310
4.6.2.4	Conclusiones de las pesquerías del calamar.....	315
4.7	Conclusiones generales.....	317
CAPÍTULO V		318
5.	Resultados de la modelación de las pesquerías del del Caribe Colombiano	318
5.1	Peces.....	318



5.1.1	Pesquerías del pargo chino [<i>Lutjanus synagris</i> . Linnaeus, 1758].....	318
5.1.1.1	Antecedentes del recurso de pargo chino	318
5.1.1.2	Análisis de los datos biológicos de las pesquerías del pargo chino	319
5.1.1.3	Evaluación del estado de salud del stock con la modelación LBB del pargo chino 320	
5.1.1.4	Modelos CMSY y BSM para el análisis de las pesquerías del pargo chino	324
5.1.1.5	Conclusiones de las pesquerías de pargo rojo.....	330
5.1.2	Pesquerías de robalo (<i>Centropomus undecimalis</i> , Bloch, 1792).....	331
5.1.2.1	Antecedentes del recurso	331
5.1.2.2	Análisis de los datos biológicos de las pesquerías del robalo	332
5.1.2.3	Análisis de los datos de dinámica de poblaciones del robalo.....	333
5.1.2.4	Evaluación del estado de salud del stock con la modelación LBB para el robalo 333	
5.1.2.5	Modelos CMSY y BSM para el análisis de las pesquerías de robalo	336
5.1.2.6	Conclusiones de las pesquerías de centropomus undecimalis	341
5.1.3	Pesquerías de la sierra [<i>Scomberomorus cavalla</i> , Cubier, 1829].....	342
5.1.3.1	Antecedentes del recurso sierra	343
5.1.3.2	Análisis de los datos biológicos de las pesquerías de la sierra	343
5.1.3.3	Análisis de los datos de dinámica de poblaciones de la sierra.....	344
5.1.3.4	Evaluación del estado de salud del stock con la modelación LBB para la sierra 344	
5.1.3.5	Modelos CMSY y BSM para el análisis de las pesquerías para la sierra...	346
5.1.3.6	Conclusiones de la pesquería de la sierra.....	351
5.1.4	Pesquerías de la cherna (<i>Mycteroperca bonaci</i> (Poey, 1860).....	352
5.1.4.1	Antecedentes del recurso cherna del Caribe	352
5.1.4.2	Análisis de los datos de dinámica de poblaciones	352
5.1.4.3	Modelos CMSY y BSM para el análisis de las pesquerías de la cherna	353
5.1.4.4	Conclusiones de las pesquerías de la cherna del caribe	358
5.1.5	Pesquerías de la corvina (<i>Cynoscion jamaicensis</i> (Günther, 1864).	358
5.1.5.1	Antecedentes del recurso corvina del caribe	359
5.1.5.2	Evaluación del estado de salud del stock con la modelación LBB de la corvina 359	
5.1.5.3	Modelos CMSY y BSM para el análisis de las pesquerías de la corvina ...	359



5.1.5.4	Conclusiones de las pesquerías de corvina	364
5.1.6	Pesquerías pargo rojo (<i>Lutjanus purpureus</i> (Poey, 1866)	364
5.1.6.1	Antecedentes del recurso del pargo rojo	364
5.1.6.2	Análisis de los datos biológicos de las pesquerías del pargo rojo	365
5.1.6.3	Evaluación del estado de salud del stock con la modelación LBB del pargo rojo 365	
5.1.6.4	Evaluación del estado de salud del stock con la modelación LBB del pargo rojo 365	
5.1.6.5	Modelos CMSY y BSM para el análisis de las pesquerías del pargo rojo..	368
5.1.6.6	Conclusiones de las pesquerías de pargo rojo.....	374
5.2	Crustáceos.....	374
5.2.1	Pesquerías del camarón de aguas someras (<i>Litopenaeus schmitti</i> (Burkenroad, 1936))	374
5.2.1.1	Antecedentes del recurso camarón	374
5.2.1.2	Análisis de los datos de dinámica de poblaciones.	374
5.2.1.3	Modelos CMSY y BSM para el análisis de las pesquerías del camarón	375
5.2.1.4	Conclusiones sobre las pesquerías del camarón de aguas someras.....	380
5.3	Tiburones	380
5.3.1	Pesquerías del tiburón zorro ojón (<i>Alopias superciliosus</i> , Lowe, 1841).....	381
5.3.1.1	Modelos CMSY y BSM para el análisis de las pesquerías del tiburón zorro ojón 381	
5.3.1.2	Conclusiones de la pesquería del tiburón zorro ojón.....	386
5.3.2	Pesquerías de tiburón Sedoso (<i>Carcharhinus falciformis</i> (Müller & Henle, 1839)) 386	
5.3.2.1	Modelos CMSY y BSM para el análisis de las pesquerías	387
5.3.2.2	Conclusiones sobre la pesquería del tiburón sedoso	392
5.3.3	Pesquerías del tiburón toro (<i>Carcharhinus leucas</i> (Müller & Henle, 1839)).....	392
5.3.3.1	Modelos CMSY y BSM para el análisis de las pesquerías del tiburón toro	393
5.3.3.2	Conclusiones de las pesquerías de tiburón toro.....	398
5.4	Consideraciones generales	398
Capítulo VI	401
6.	Resultado de la modelación de las pesquerías de peces ornamentales.....	401
6.1	Especies de peces.....	401



6.1.1	Pesquerías de la coridora (<i>Corydoras axelrodi</i> Rössel, 1962).....	401
6.1.1.1	Modelos CMSY y BSM para el análisis de las pesquerías de las corredoras 401	
6.1.1.2	Conclusiones sobre las pesquerías de coridora.....	404
6.1.2	Pesquerías del cardenal (<i>Paracheirodon axelrodi</i> (Schultz, 1956)).....	405
6.1.2.1	Modelos CMSY y BSM para el análisis de las pesquerías para el cardenal 405	
6.1.2.2	Conclusiones de las pesquerías del cardenal.....	408
6.1.3	Pesquerías del altum (<i>Pterophyllum altum</i> Pellegrin, 1903)	409
6.1.3.1	Modelos CMSY y BSM para el análisis de las pesquerías del altum	409
6.1.3.2	Conclusiones de las pesquerías del escalar altum.....	411
Capítulo VII		413
7.	Recomendación final propuesta de cuotas.....	413
8.	BIBLIOGRAFIA.....	432

SIGLAS Y ACRÓNIMOS

a	Factor de condición, constante en la relación longitud peso
b	Constante en la relación longitud peso
B	Biomasa. Operador retardo en el proceso ARIMA
B/R	Biomasa por recluta
C	Captura en número de individuos
CMS	Captura Máxima Sostenible
c	Amplitud (0 - 1) (programa ELEFANT)
CPUE	Captura por unidad de esfuerzo
E	Tasa de explotación (F/Z)
f	Esfuerzo de pesca
F	Coefficiente de mortalidad por pesca o tasa instantánea (por unidad de tiempo)
Fac. f	Factor multiplicativo de F (Thompson y Bell), X
H	Factor de mortalidad natural, establecido de acuerdo con el análisis de cohorte basado en Jones
K	Parámetro de curvatura
L	Longitud, talla
LT	Longitud total
LS	Longitud estándar
LH	Longitud horquilla
Lc	Longitud caparazón
\bar{L}	Talla media



Lct	Longitud cefalotórax
L₁, L₂	Desde la talla 1 hasta la talla 2
L_∞	L infinito, longitud asintótica (talla media de los peces más viejos)
L₁'	Determinada talla en la que todos los peces de esa longitud y más grandes se están explotando plenamente (límite inferior del correspondiente intervalo de talla)
Lc50	Talla en la que el 50% de los peces quedan retenidos por el arte y 50% escapan
M	Coefficiente de mortalidad natural o tasa instantánea de mortalidad natural (por unidad de tiempo)
N	Número de sobrevivientes (APV)
n	Número de individuos de una muestra
N_(t)	Número de sobreviviente de una cohorte en la edad t
Pi	Proporción de hembras maduras sexualmente a la longitud total (LT)
q	Coefficiente de capturabilidad
Rn	Coefficiente de correlación superficial de la curva de crecimiento
RMS	Rendimiento máximo sostenible
r²	Coefficiente de determinación
Σfi	Sumatoria de las frecuencias por el intervalo de clase
Sb	Error estándar
s.d.(x)	Desviación estándar de la longitud
s.d.(y)	Desviación estándar del peso
t	Magnitud Tiempo, generalmente en años
T	Temperatura ambiente en °C
t̂	Evaluador de la prueba de t de Student
t₀	t-cero, parámetro de condición inicial (en años)



Ts	Punto de invierno
U	$1 - \frac{L_c}{L_\infty} - \frac{L_c}{L_\infty}$ fracción de crecimiento después de entrar a la fase de explotación
V	Precio de primera compra de los productos pesqueros
W	Peso, usualmente de un ejemplar
\bar{x}	Media aritmética
X factor	Factor multiplicativo (Thompson y Bell)
Y	Rendimiento
Y/R	Rendimiento por recluta
(Y/R) ´	Rendimiento relativo por recluta
Z	Coefficiente de mortalidad total, tasa instantánea de mortalidad total, tasa de mortalidad total (por unidad de tiempo)
$\Phi ´$	(fi prima) $\ln K + 2 * \ln L_\infty$
MSY	Rendimiento máximo sostenible igual a RMS
B/K y B/Bmsy	Tasas de biomasa relativas, aplica igualmente para cualquier relaciones de biomas
Fmsy	Mortalidad por pesca en rendimiento máximo sostenible MSY o RMS
F/(r/2) o F/Fmsy	Tasa de explotación o aprovechamiento
PPVR	Relación de varianza prior y posterior

RESUMEN EJECUTIVO

El presente documento hace una revisión de los recursos pesqueros tanto marinos como continentales aprovechados en el territorio colombiano; los análisis realizados son producto de los registros de base de datos históricos y recientes que se obtuvieron por parte de la Subgerencia de pesca del INDERENA, la División de Sistemas y Estadísticas del INPA, La Subgerencia de Pesca y Acuicultura del INCODER (2001); los recopilados por la Corporación Colombia Internacional (CCI) durante los años 2007 - 2010, así como la información obtenida por la AUNAP a través del SEPEC, operado por la Universidad del Magdalena (2012 - 2019).

Se evaluaron datos referentes a captura, esfuerzo, talla, peso, madurez sexual y sexo como parte integral en la aplicación de modelos pesqueros que permitieron formular la propuesta de cuotas globales de pesca para la vigencia del 2021.

Teniendo en cuenta que el Código de Conducta para la Pesca Responsable y la Ley 13 de 1990 junto con su Decreto Reglamentario 2256 de 1991, permite aplicar el principio de mejor evidencia científica, se hizo una evaluación de las pesquerías para cada una de las cuencas donde se detectó actividad y se presenta los posibles escenarios que pueden ser acogidos para determinar las cuotas de pesca que regirán para 2021.

Para el desarrollo de los cálculos se utilizaron 7 modelos diferentes los cuales fueron divididos en dos etapas: los utilizados tradicionalmente como producción excedente por remuestreo "Bootstrap", Modelo bioeconómico de Thompson y Bell, Modelo bioeconómico de Schaefer Gordon, Modelo Bayesiano con 7 escenarios de condiciones ambientales, Modelo de producción excedente con remuestreo por cadenas de Márkov Montecarlo (MCMC), y una segunda etapa con los nuevos modelos de estimación de biomazas bayesianas por frecuencias de longitudes (LBB) y de producción bayesiano (CMSY)

Se tuvieron en cuenta puntos de referencia considerados por la FAO, que aconseja la utilización de Puntos de Referencia Objetivo (PRO) y Puntos de Referencia Límite (PRL). Bajo estas circunstancias se estimaron los Rendimientos Máximos Sostenibles (RMS) como un PRL, los Rendimientos Máximos Económicos (RME) como un PRO (Caddy & Sharp, 1988).

El análisis de la información muestra que los recursos pesqueros colombianos están siendo aprovechados por encima de los PRO y PRL, por lo cual se sugiere que la autoridad nacional pesquera debe tomar medidas de ordenación drásticas que permitan que los mismos puedan recuperarse para asegurar su sostenimiento en el tiempo y en el espacio. Se prenden las alarmas especialmente con los recursos pesqueros del Río Magdalena que están en los límites de producción y que ya han pasado a niveles de agotamiento alarmantes.

Uno de los principales retos enfrentados en el análisis de información se relaciona con la existencia de pesquerías con diferentes artes y métodos de pesca multipropósito, que unido a la gran variedad de especies hizo muy complejo el análisis de resultados. De otra parte, todavía existen confusiones sobre la operatividad de la pesca y su acción en la operatividad de las capturas incidentales confundiendo los recursos pesqueros objetivo, especialmente en lo relacionado con los recursos ícticos (mal nombrados como pesca blanca) que dificultaron la aplicación de modelos pesqueros.

INTRODUCCIÓN

La administración y el manejo de los recursos pesqueros conlleva trabajar por conseguir un rendimiento sostenible, en el cual lo máximo que se extrae de la biomasa es igual a lo que se renueva. Para administrar una pesquería al máximo rendimiento sostenible, los investigadores deben estimar cómo será la renovación y la mortalidad natural, para por diferencia determinar cuánto se puede capturar. El análisis de esas variables lleva a la determinación de la cuota global de pesca que van a permitir un aprovechamiento óptimo de los recursos pesqueros, lo que va a garantizar su sostenibilidad y por ende seguir ofreciendo alimento a las futuras generaciones (Conterno, 2020).

En Colombia la Ley 13 de 1990 en su Artículo 7 deja claro que el Ministerio del Ambiente y Desarrollo Sostenible y la Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca definirán conjuntamente los volúmenes de los recursos pesqueros a ser aprovechados sosteniblemente. El Decreto 2256 de 1991 (compilado en el Decreto 1071 de 2015) con el fin de definir las especies, los volúmenes susceptibles de ser aprovechados y las tallas mínimas permisibles crea el Comité Ejecutivo para la Pesca (CEP), integrado por el Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural, quien lo presidirá, la Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca y el Ministerio del Ambiente y Desarrollo Sostenible.

Sobre la base de la normatividad referida, la AUNAP lidera el proceso que comienza con la recopilación de la información disponible que tiene la autoridad pesquera sobre los volúmenes de captura que recopila a través del Sistema Estadístico Pesquero de Colombia – SEPEC-, el Programa de Observadores Pesqueros y las investigaciones que realiza en colaboración de centros de investigación y ONG'S; esta información es la base para realizar los análisis y modelos respectivos que se consideran como la mejor evidencia disponible.

La AUNAP realiza los análisis sobre la base de diferentes modelos de evaluación pesquera de acuerdo con los recursos pesqueros a analizar, con los cuales busca establecer el Rendimiento Máximo Sostenible (RMS) de cada uno de esos recursos. Durante este proceso, la AUNAP lidera Mesas Técnicas Interinstitucionales (MTI), a las cuales invita a actores estratégicos del gobierno y la sociedad civil (ONGs, Institutos de Investigación, Universidades) para que presenten y envíen la información que consideren pertinente y así aporten al análisis que AUNAP realiza en la determinación del RMS. Las MTI se hacen para la región Pacífico, Caribe y Peces Ornamentales, como ha sucedido desde el 2015.

La AUNAP genera y consolida los análisis de la información recolectada que son enriquecidos con las discusiones y aportes de todos los participantes a las MTI, así como con los insumos técnicos aportados por instituciones que deciden enviar sus informes, presentaciones y a veces datos, a la AUNAP.

De esta manera, la AUNAP elabora un documento, en el que consolida la base técnica con la mejor evidencia científica disponible, como el principal insumo para que el CEP determine las cuotas globales de pesca para la siguiente vigencia. Los integrantes del CEP se reúnen en agosto de cada año, analizan y determinan dichas cuotas, cuyos resultados se ven reflejados en

un acto administrativo que MINAGRICULTURA expide anualmente, de acuerdo con la normativa ya mencionada.

Una vez expedida la resolución de cuotas globales, éstas son repartidas entre pesca industrial y pesca artesana y, a su vez, las cuotas de pesca industrial son asignadas a los permisionarios que AUNAP establece de acuerdo con el procedimiento para ello.

El presente documento es aquel en el que la AUNAP consolida todos los análisis para establecer los RMS, que sirven al CEP para el establecimiento de las cuotas globales de pesca para la vigencia 2021.

CAPÍTULO I

1. ANTECEDENTES

1.1 Diagnóstico mundial de la pesca

La FAO reporta, para el año 2016, una producción mundial de pesca que está cercana a los 171 millones de toneladas que esta repartidas en 47% para la acuicultura, y un 53% para la pesca. Para el mismo año la pesca en Colombia fue de 184.114 toneladas que es un valor muy bajo en comparación con la producción mundial. (FAO, 2018)

En cuanto a valor de producción de primera venta para el año 2016, la FAO reportó un valor total de 362 000 millones de USD, de los cuales se estimó que la acuicultura representó un valor de 232 000 millones de USD. (FAO, 2018) esto significa que la acuicultura es el sistema pesquero que tiene una proyección creciente ya que la pesca en muchas circunstancias o está estable o ha entrado en procesos de decrecimiento.

Es interesante resaltar que el consumo *per cápita*, pasó de 9 kg en 1961 a 20.2 kg en el 2015. (FAO, 2018) Para Colombia el cambio ha sido también apreciable ya que se pasó de 3.5 kg a 6.5 kg para el 2016.

De otra parte, el balance que existe entre la pesca marina y continental muestra que para el primero el valor porcentual está en 87.2%, mientras que para el segundo es de 12.8% de la producción mundial. (FAO, 2018). Esta proporción es muy parecida en lo que ocurre para Colombia, aunque es importante resaltar que los niveles altos en la pesca marina del país se deben a las capturas de atunes, en especial teniendo en cuenta que las pesquerías de sardinas (*carduma*) se han suspendido desde el 2013, por lo que se asume que los recursos marinos podrían ser un poco más altos.

Es importante registrar que en cuanto a la generación de empleo se ha registrado un total de 59.6 millones de empleos entre permanentes y ocasionales, de los cuales 19.3 millones los ejerce la acuicultura y 40.3 millones la pesca de extracción. (FAO, 2018).

En el contexto mundial el aprovechamiento de los recursos pesqueros se ha podido determinar que los que se categorizan como biológicamente sostenibles han descendido del 90% en 1974 al 66.9% en 2015. (FAO, 2018), por lo tanto, es fácil deducir que las especies que no son biológicamente sostenibles ha ido en aumento y por lo tanto los recursos subexplotados han venido disminuyendo apreciablemente, en conclusión, se ha podido determinar que 33.1% están siendo sobreexplotadas. (FAO, 2018). (Figura 1-1)

Dentro del contexto mundial China es el país que producen más recursos pesqueros, tanto si son de pesca como de acuicultura; en acuicultura por ejemplo además de china, India, Indonesia, Vietnam, Bangladesh, Egipto y Noruega, son los países con más alta producción de los recursos cultivados. (FAO, 2018).

De acuerdo con las estadísticas del mundo la cantidad de embarcaciones con motor se estimó en 2.8 millones cifra que no se ha movido desde 2014, de estas solo el 2% corresponde a embarcaciones con más de 24 metros de eslora alrededor de 100 toneladas de registro bruto. (FAO, 2018).

La pesca continental a nivel mundial alcanzó para el 2016 las 11.6 millones de toneladas y 16 países acaparan el 80% de esta producción y la mayoría están ubicados en Asia; es importante recalcar que la pesca continental constituye en una fuente importante dentro de la seguridad alimentaria de muchas regiones del planeta. Para Latinoamérica Brasil y México son los países como mayores capturas cerca de las 200 mil toneladas. (FAO, 2018).

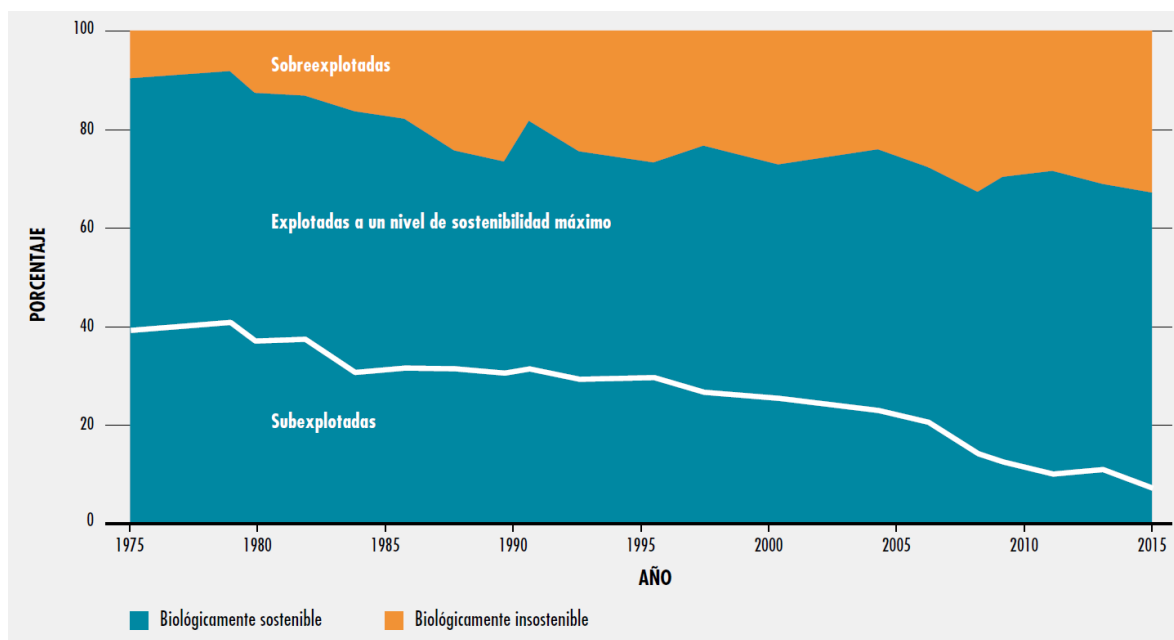


Figura 1-1. estado mundial de los recursos pesqueros. fuente FAO 2018.

1.2 Situación de la pesca en Colombia

La investigación de la pesca, en Colombia ha tenido varias etapas en su desarrollo, desde que en el INDERENA y con el apoyo de la FAO y agencias internacionales de investigación como la Agencia de Cooperación Japonesa JICA, entre otras ofrecieron su colaboración para adelantar estudios sobre el estado de los recursos pesqueros; este tipo de evaluaciones se iniciaron con procesos de toma de información tanto marinas como continentales, y la aplicación de algunos modelos holísticos como de Schaefer y Fox, en especial para la pesca de camarón del Pacífico colombiano y en la parte continental el diseño de un sistema estadístico pesquero que aún hoy tiene vigencia y es aplicable.

La segunda etapa de la investigación pesquera se dio con la aparición de los computadores y la informática que dieron un vuelco en el desarrollo del conocimiento pesquero; es así como se empezaron estructurar otro tipo de análisis y se realizaron estudios de la estimación de la biomasa con metodología avanzadas de eointegración. Se aplicaron modelos muchos más

sofisticados como el modelo analítico de Thompson y Bell que requiere de operaciones bastante complejas y que con el apoyo de la tecnología permitieron facilitar mucho su aplicación.

En la actualidad el avance del conocimiento a nivel mundial ha permitido que los esfuerzos en el estudio de las pesquerías de Colombia sean una estructura mucho más compleja y la utilización de nuevas teorías como la (Ejemplo Bayesiana en modelos de producción).

Sin embargo, el gran inconveniente es que el país aún no cuenta con una estructura personal y un sistema de investigación pesquera que permita que se cuenten con todas las herramientas que la ciencia de las pesquerías exige para disponer de los parámetros suficientes para determinar con claridad cómo se comportan los recursos hidrobiológicos que son susceptibles de ser aprovechados.

Este problema de datos empobrecidos no es solo del Colombia, pues en muchos otros países se da igual; ¿por qué sucede esto? Y la respuesta es básicamente muy sencilla, la investigación pesquera requiere de presupuestos considerables y los gobiernos no invierte mucho en investigación a pesar de que las ganancias de la pesca son bastante grandes.

Con este panorama, varios investigadores e instituciones que realizan evaluaciones de recursos pesqueros con datos de información pobre, han producido varios modelos; para el presente estudio se escogieron dos que son evaluación de biomazas utilizando teoría bayesiana LBB (por sus siglas en inglés) y CMSY (por sus siglas en inglés).

Estos se utilizaron con los ya establecidos para otras evaluaciones que se han desarrollado para años anteriores y que se utilizaron para comparar lo ya realizado con los nuevos modelos.

La problemática de la pesca de Colombia es una eventualidad que se percibe en la mayoría de los países pesqueros. Por ello, la FAO comenta que bajo las directrices de la Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible la visión de la pesca debe estar enmarcada en “*un mundo justo y sostenible, libre de pobreza, hambre y mal nutrición*” todo esto con el fin de encontrar que la pesca y la acuicultura sean sostenibles y económicamente rentable, es importante recalcar que la misma reunión solicita apoyar a los países en desarrollo para unificar los enfoques de planificación (FAO, 2018).

Situación de la pesca en Colombia durante el año 2019

La producción de la pesca en Colombia fue estimada en 94.515,2 toneladas de las cuales 61.896,2 toneladas correspondieron a la pesca artesanal y 32.619 toneladas fueron reportadas para la pesca industrial (SEPEC 2019).

Esta información se obtuvo mediante la toma de información del SEPEC en cada una de las cuencas monitoreadas; las cuales están clasificadas en estratos estadísticos basados en tres criterios: (i) características limnológicas u oceanográficas, (ii) composición por especie de las capturas y (iii) tipos de artes de pesca empleados. Para efectos de este documento se graficó la estimación de los volúmenes desembarcados a nivel nacional con el fin de ilustrar a los lectores mostrando la representatividad por departamento; bajo esta visión encontramos en cada una de las cuencas los siguientes resultados:

Caribe. En esta cuenca la más alta producción fue obtenida para el departamento de La Guajira con el 37 % de los desembarcos, seguido por Magdalena con 20% y Antioquia con el 13% como los más representativos. Para el Choco se registró información referente únicamente al Golfo de Urabá (Figura 1-2)

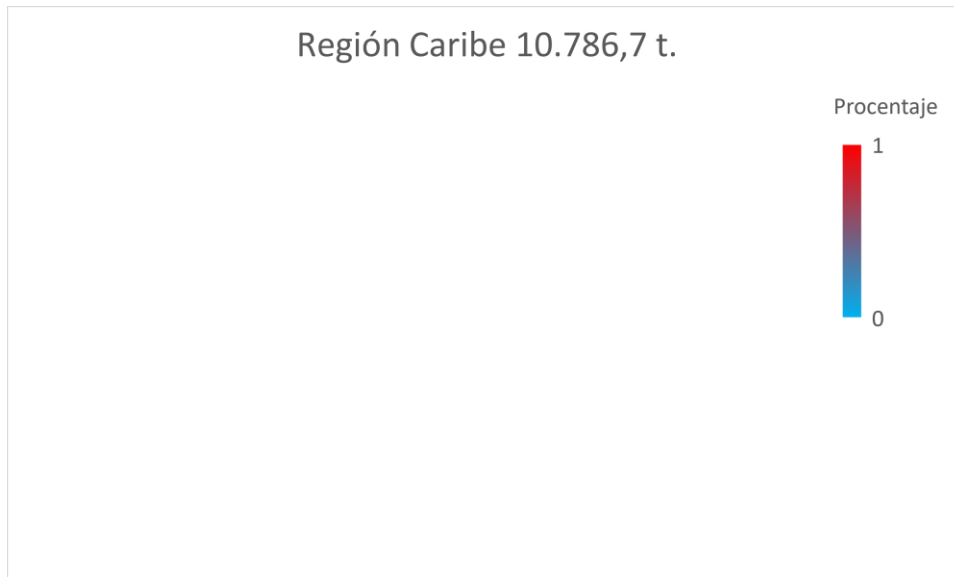


Figura 1-3. Producción desembarcada en la cuenca del Caribe, registrada por departamentos. Fuente SEPEC.

Pacífico. Como es de esperarse el Valle del Cauca cuenta con el mayor desembarco 43% ya que allí confluyen casi todas las pesquerías industriales y gran parte de la pesca artesanal que se realiza en la cuenca del Pacífico colombiano, el otro departamento con un mayor porcentaje fue Nariño con 35% que acaparan la producción de los desembarcos realizados. (Figura 1-3)

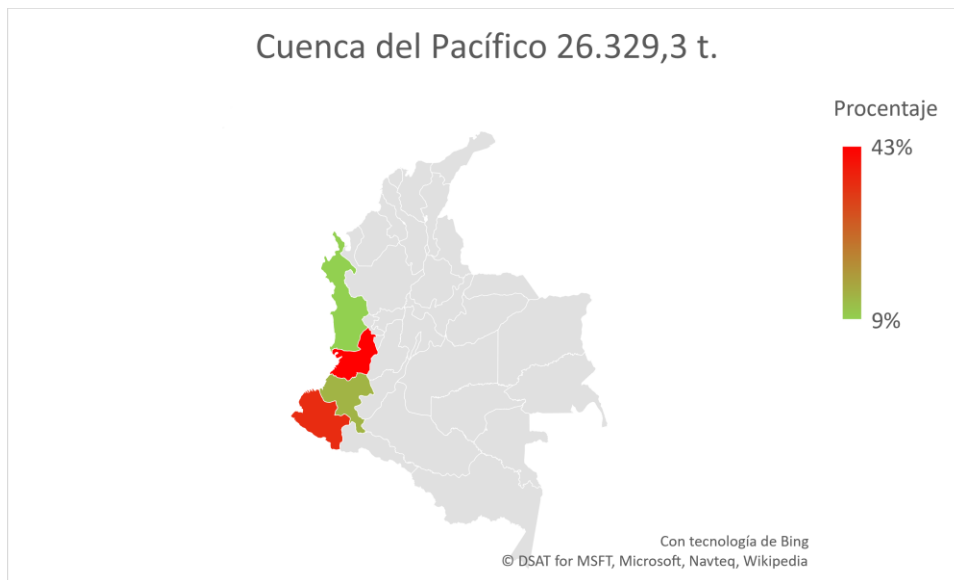


Figura 1-4. Producción desembarcada en la cuenca del Pacífico, registrada por departamentos. Fuente SEPEC.

Magdalena. Esta cueca es uno de los sistemas productivos más importantes del país en el ámbito de las pesquerías continentales, el SEPEC registra información para 12 departamentos dentro de los cuales Bolívar (18%) y Santander (18%) ocuparon los desembarcos más, seguidos por Antioquia (13%) y Sucre (13%) y Cesar (10%) completan un total de 72% de la producción desembarcada en los puntos de acopio a lo largo de la cuenca del río grande del Magdalena. (Figura 1-5)

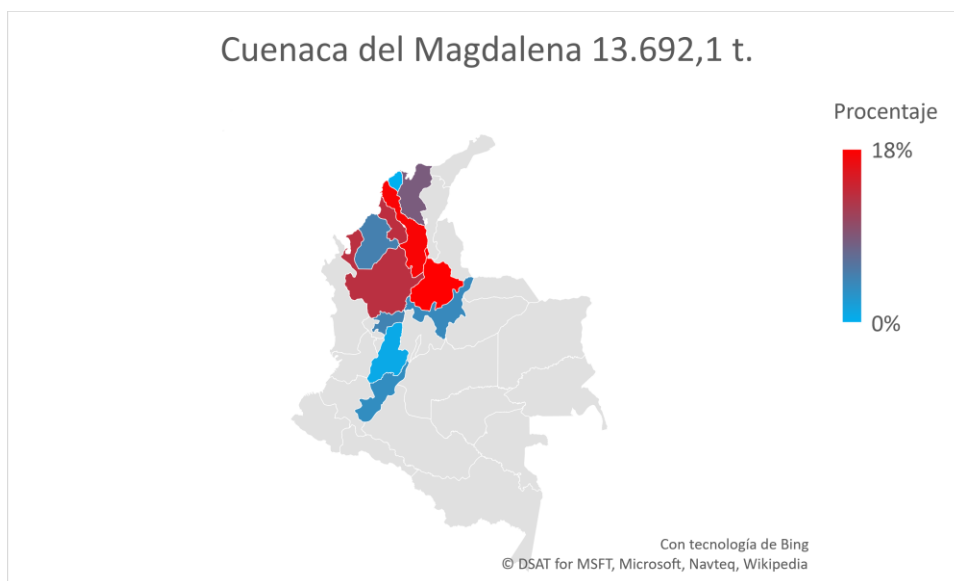


Figura 1-5. Producción desembarcada en la cuenca del Magdalena, registrada por departamentos. Fuente SEPEC.

Amazonas. Este sistema pesquero representa una de las ecorregiones más importantes del planeta, ya que su biodiversidad y el aporte en oxígeno al medio ambiente es de vital importancia para la vida en la tierra. A pesar de que Colombia solo tiene cerca de 100 kilómetros de río amazonas si cuenta con un dominio de las pesquerías en sus afluentes como el río Putumayo, el Caquetá y el Vaupés, como los más importantes.

Para el año 2019 el departamento del Amazonas represento el más alto registro de esta actividad con el 59% de los productos de la pesca artesanal del territorio, el otro departamento con un importante aporte fue el Putumayo con el 33%.

Los registros de pesca del año 2019 ha sido uno de los más altos en los últimos 10 años por lo que se puede asegurar que las relaciones comerciales de oferta y demanda ha estado en aumento. (Figura 1-6).



Figura 1-6. Producción desembarcada en la cuenca del Amazonas, registrada por departamentos. Fuente SEPEC.

Orinoquia. Esta cuenca es un ecosistema estratégico ya que comparte muchos sistemas acuáticos con Venezuela especialmente con el río Orinoco, que representa una interesante fuente de ingresos para los pescadores artesanales de la región. Dentro de esta estructura ecológica, el departamento que más altos registros de pesca mostró fue Vichada con el 57% de las capturas desembarcas en puerto, el otro departamento con registros altos fue Meta con el 21% de la producción. (Figura 1-7)

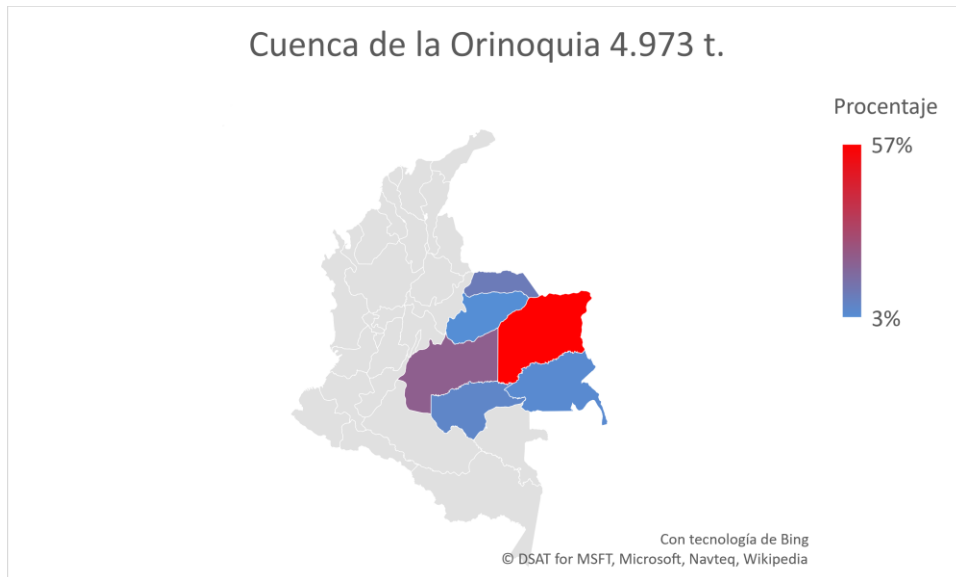


Figura 1-7. Producción desembarcada en la cuenca del Orinoquia, registrada por departamentos. Fuente SEPEC.

Atrato. La cuenca del río Atrato es el ecosistema por excelencia que contiene en su haber toda la estructura propia de un sistema selvático, solamente está conformado por los departamentos de Antioquia y Chocó siendo este último el que aportó el 64% de la producción desembarcada. (Figura 1-8)

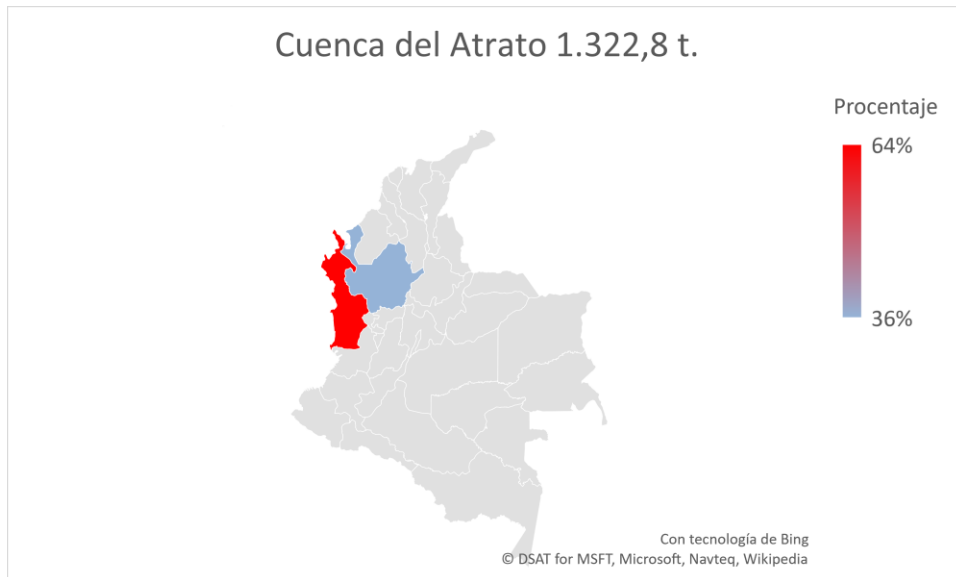


Figura 1-8. Producción desembarcada en la cuenca del Atrato, registrada por departamentos. Fuente SEPEC.

CAPÍTULO II

2. METODOLOGÍA

2.1 Descripción del área

Colombia, ubicada en la esquina de Sur América, cuenta con una variedad de climas en especial por estar ubicado en la Zona de Convergencia Intertropical que lo hace pertenecer a una eco-región de corte tropical. Gran parte del país tiene temperaturas superiores a los 24°C principalmente en las regiones Caribe, Pacífica, Amazónica y Orinoquia.

En el Caribe las temperaturas oscilan entre 24°C a 28°C, aunque en la zona de La Guajira estos registros llegan hasta los 30°C, igualmente al sur oriente de los departamentos del Atlántico y Sucre. Tanto en la Amazonía como en la Orinoquía la temperatura se encuentra en un rango entre 24°C y los 28°C (MINAMBIENTE, 2007). Colombia tiene un lugar estratégico dentro de la geografía de la región ya que está en la esquina de América Latina. (Ilustración 2-1)



Ilustración 2-1. Ubicación de Colombia en el contexto continental y mundial.

El clima se ve profundamente afectado por las precipitaciones, las cantidades de lluvia varían de acuerdo con las diferentes regiones del país, sus configuraciones geomorfológicas y las corrientes húmedas que se originan en los océanos y en la Amazonía. Por lo que los diferentes pisos térmicos van desde el ecuatorial hasta el árido de tipo desértico (Ilustración 2-2)



Clasificación climática de Köppen en Colombia

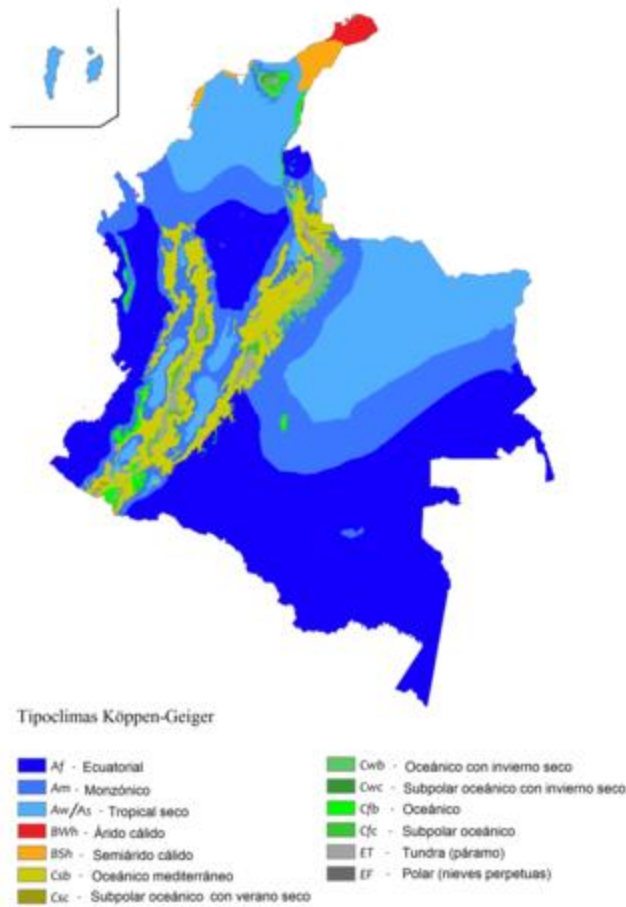


Ilustración 2-2. Mapa de clima en Colombia. Fuente: https://es.wikipedia.org/wiki/Clima_de_Colombia

En Colombia se pueden presentar dos patrones de lluvias, uno mono modal caracterizado por concentrar un amplio periodo de lluvias con una estación seca, el cual se encuentra especialmente concentrado en la zona norte y sur; y otro bimodal con dos períodos de lluvia seguidos por una estación de clima seco que es ampliamente detectado en la zona central (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible-Autoridad Nacional de Licencias Ambientales., 2014).

Los cuerpos de aguas de Colombia están formados por la conjunción entre las características geomorfológicas y ambientales que lo hacen disponer de una gran variedad de estructuras hídricas amplias que van desde humedales hasta zonas marinas profundas. La hidrología del país depende en gran medida del aporte en lluvias, variando de forma amplia, puesto que se puede encontrar precipitaciones desde 267 mm anuales promedio en La Guajira hasta los 9.000 mm anuales en algunas regiones del Chocó. La costa Caribe colombiana es una de las más secas del país, no supera los 2.200 mm promedio anual. La región de los llanos orientales es una de las zonas que presentan una riqueza de condiciones meteorológicas puesto que tiene ambientes pluviométricos que van desde los 1.500 mm hasta los 3.500 mm promedio anual.



De otra parte, la región de la Amazonía colombiana presenta precipitaciones que oscilan entre los 3.000 a los 4.000 mm promedio anual. (Molano & Batista, 1967)

Colombia cuenta con una alta diversidad de sistemas acuáticos, pues dispone de varios tipos de aguas como lluvias, aguas superficiales, aguas subterráneas, aguas termo minerales, aguas marinas y oceánicas y aguas de alimentación glacial. Por lo anterior el país cuenta con 5 vertientes principales: Catatumbo, Pacífico, Orinoco, Caribe y Amazonas. La vertiente del Caribe es de las más importantes del país puesto que agrupa en gran porcentaje la actividad económica, social e industrial. (IDEAM, 2010).(Ilustración 2-3)

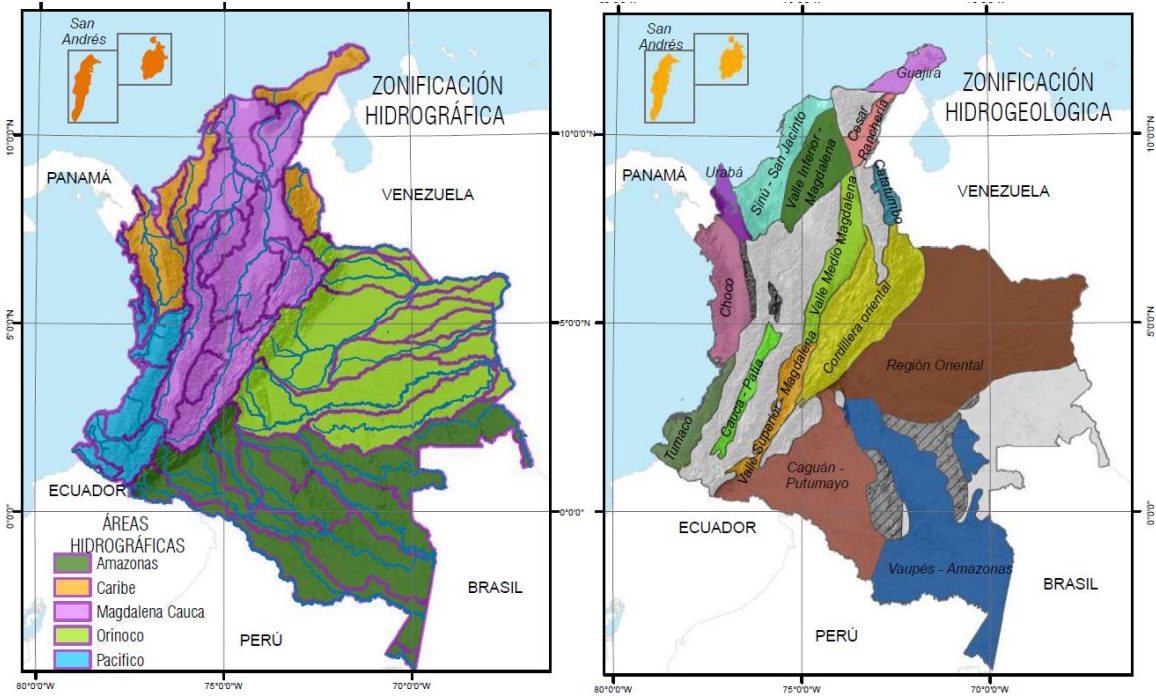


Ilustración 2-3.Zonificación hidrológica de Colombia. Fuente IDEAM-ENA2010.

Otra cuenca de gran importancia es la del río Magdalena, con una cobertura total de 256.622 km² y prácticamente atraviesa el país de sur a norte; es indudable que la formación de sistemas acuíferos es de vital importancia para el país y le da al territorio nacional una amplia riqueza de ambientes acuáticos que le dan una buena posibilidad de aprovechamiento de sus recursos naturales de tipo pesquero. (Ilustración 2-4)

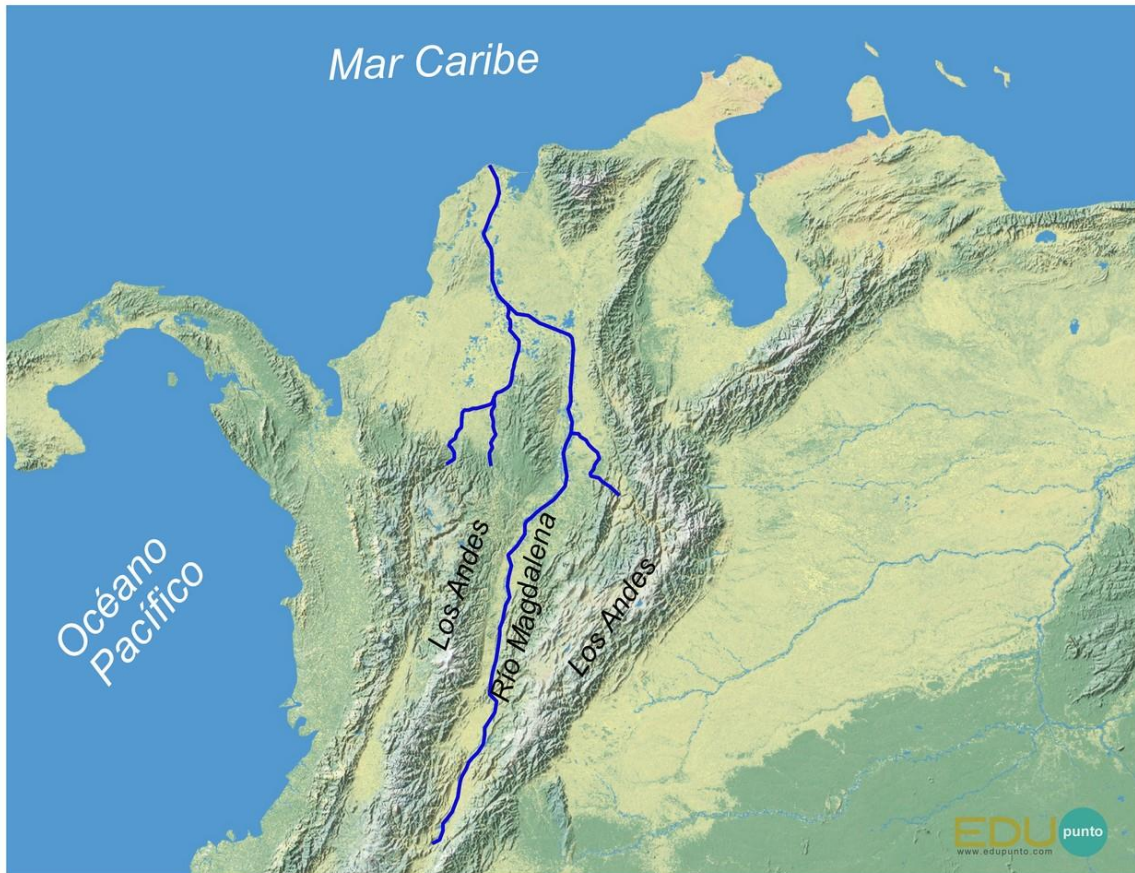


Ilustración 2-4. cuenca del Río grande de la magdalena. Fuente: www.edupunto.com.

El sistema hidrográfico del Orinoco comprende grandes ríos como el Orinoco, Guaviare, Meta e Inírida, los cuales tienen su origen en el sistema montañoso de la cordillera Oriental y alcanza incluso a formar parte del sistema hídrico de Venezuela. Suele ser una de las principales despensas pesqueras, en especial en lo referente a las especies de peces ornamentales

La formación de suelos de la Orinoquia es tan especial que no tiene comparación con otros ecosistemas ni con sus similares de Venezuela; son estructuras en formación como casi todos los suelos de Colombia, sus procesos geoquímicos no están terminados. (Cortés, 2004).

La vertiente Amazónica está compuesta por ríos que tienen su origen en el sistema montañoso y por el río Amazonas que baña el extremo sur del país, el cual constituye un conglomerado fluvial de alto contenido de sedimentos. Esta estructura forma un factor pesquero de especial interés. Las características de los suelos de esta región los constituyen un ecosistema difícil de entender en especial por los aportes de materia proveniente del levantamiento Andino que en general hacen que los suelos sean de bajo contenido férrico y sin horizontes oxácidos destacables.

La costa Caribe colombiana está formada por llanuras; su litoral es relativamente plano con algunas ondulaciones, apartándose de esta estructura de la Sierra Nevada de Santa Marta la cual registra alturas cercanas a los 5.770 m. Los accidentes geográficos principales son la



Península de La Guajira, el delta del Río Magdalena, el Golfo de Morrosquillo y el Golfo de Urabá. (Invemar., 2018).

La riqueza hídrica del litoral Caribe colombiano es sorprendente, en especial en los departamentos de Bolívar y Magdalena, pues allí se cuenta con la Ciénaga grande de Santa Marta que es el mayor sistema cenagoso del país con un volumen de agua de 2.232 millones m³, y otras que le dan a la región un importante aporte de aguas dulces. (Invemar., 2018).

Se destaca también la gran reserva de aguas subterráneas de La Guajira, Magdalena, Bolívar y Antioquia. (Invemar., 2018).

El Caribe colombiano está directamente influenciado por los vientos Alisios, los cuales generan la llamada corriente del Caribe cuyo sentido de circulación es de oriente a occidente, este sistema de corrientes llega a Panamá y cambia su dirección hacia el sur y luego al este, lo que da origen a la corriente Panamá Colombia que se desplaza a lo largo de la costa colombiana (Andrade, 2015), que muestran un sistema de corrientes definido. (Ilustración 2-5)

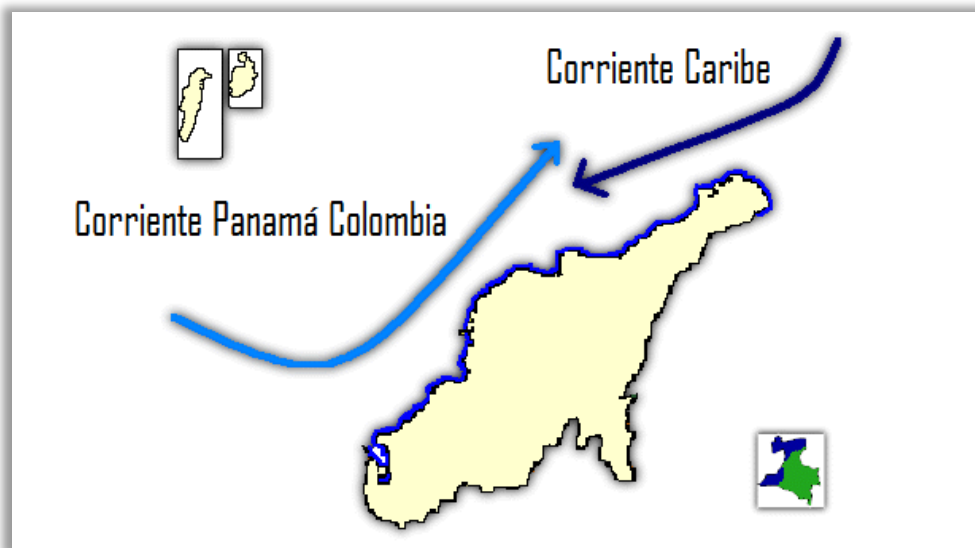


Ilustración 2-5. Identificación del sistema de corrientes para el Caribe Colombiano. Modificado del documento de Internet Biodiversidad.

El Pacífico colombiano está enmarcado dentro de dos cordilleras submarinas que se unen a la plataforma de Galápagos, la cual se eleva desde los 3.700 m hasta 1.000 m de profundidad que impiden el intercambio de aguas profundas. Bajo este aspecto geomorfológico se dice que la Costa Pacífica de Colombia (CPC) es una piscina cerrada por frontera de aguas líquidas (Andrade, 2015).

La CPC se localiza al margen occidental de la placa continental suramericana que choca con la plaza de Nazca ésta al hundirse produce la fosa peruano - Chilena formando una zona de subducción de 200 a 300 kilómetros que se desplaza con una velocidad media de 6 cm/año, a esta zona pertenece la fractura de Panamá que determina las características costeras de Colombia (Navas-Camacho, 2003).



El régimen climático se encuentra enmarcado dentro de la influencia de desplazamiento Sur-Norte-Sur sobre la franja Ecuatorial de la llamada Zona de Convergencia Inter Tropical (ZCIT); igualmente el régimen climático de la región está influenciado por fenómenos naturales como el de “El Niño – La Niña”.

Las principales corrientes marinas superficiales que afectan la cuenca del Pacífico colombiano están directamente influenciadas por los vientos y el desplazamiento del cinturón de convergencia intertropical. Se puede decir que las corrientes de Humboldt y de Perú no afectan a la ensenada de Panamá (Cantera, Neira, & Ricaurte, 1998).

Se ha determinado que las principales corrientes superficiales que tiene influencia sobre la costa Pacífica son (Figura 22):

- Corriente Ecuatorial del Norte
- Contra corriente Ecuatorial del Norte
- Corriente del Golfo de Panamá
- La corriente de Colombia.



Ilustración 2-6. Identificación de sistema de corrientes para el Pacífico colombiano. Modificado de documento Internet Biodiversidad.

El comportamiento ambiental de la región se ve afectado por fenómenos naturales como “El Niño – La Niña”, que hacen cambios estructurales en el normal desarrollo del ecosistema.

El primero en ser estudiado fue el “El Niño, Oscilación del Sur” (ENOS), que es un cambio climático del sistema océano atmosfera cuya duración puede ser entre 10 a 18 meses; su impacto se registra en muchos lugares de la tierra por lo que su influencia está considerada como impacto global. (Cantera, Neira, & Ricaurte, 1998).

Para cuantificar este fenómeno sir Gilbert Walker en 1924 dijo que cuando los sistemas de presiones altas aumentan disminuyen los sistemas de presiones bajas. Para evaluar estos impactos este sistema fue entonces definido como Índice de Oscilación del Sur -IOS-. Cuando este índice es positivo se dice que el sistema es estable y cuando el índice es negativo ocasiona disminución en las lluvias monzónicas de verano y de los vientos. Las presiones más altas y positivas provocan sequías en la costa afectando la velocidad de los vientos del sur y el flujo de aguas hacia el norte, que caracterizan el fenómeno natural de “La Niña”. (Cantera, Neira, & Ricaurte, 1998).

2.2 Aproximación metodología para el Análisis

La información analizada en el presente documento tiene como base la información almacenada en bases de datos recopiladas por el INDERENA, INPA, INCODER, ICA, CCI (información recolectada hasta el 2012); mediante sistemas de recolección que van desde información de registros administrativos hasta bases de datos recopiladas por entes de orden público e institutos de investigación.

Tabla 2-1 Recuento histórico de la información almacenada por especies para el Caribe colombiano

Especie/años	Capturas	Esfuerzo	Tallas
<i>Lutjanus synagris</i>	1991 2019	1991 2010	2008 2019
<i>Lutjanus purureus</i>	1992 2019	1991 2009	2006 2019
<i>Mycteroperca bonaci</i>	1991 2019	1992 2019	
<i>Cynoscion jamisensis</i>	1991 2019	1992 2019	
<i>Coryphaena hippurus</i>	1991 2019	1992 2019	
<i>Caranx hippos</i>	1991 2019	1991 2007	2006 2019
<i>Epinephelus itajara</i>	1991 2019	1991 2009	
<i>Eugerres plumieri</i>	1991 2019	1993 2008	
<i>Centropomus undecimalis</i>	1991 2019		2006 2019
<i>Hamulon plumieri</i>	1991 2019		
<i>Archosargus rhomboidalis</i>	1991 2019	1991 2006	
<i>Scomebromorus cavalla</i>	1991 2019	1991 2018	2006 2019
<i>Rhizoprionodon porosus</i>	1988 2019	1988 2006	
<i>Sphyrna lewini</i>	1989 2019	1989 2006	
<i>Alopias superciliosus</i>	1990 2019	1990 2006	
<i>Carcharhinus falciformis</i>	1991 2019	1991 2006	
<i>Carcharhinus leucas</i>	1992 2019	1992 2006	
<i>Carcharhius porosus</i>	1993 2019	1993 2006	
<i>Hypanus americanus</i>	1994 2019	1994 2006	
<i>Hypanus guttatus</i>	1995 2019	1995 2006	
<i>Sepioteuthis sepioidea</i>	1991 2019	1993 2008	
<i>Callinectes sapidus</i>	2008 2018		2017 2018
<i>Callinectes bocourti</i>	2009 2018		2018 2018
<i>Panulirus argus (conti.)</i>	1991 2019	1991 2009	2006 2019
<i>Panulirus argus (Archi.)</i>	1979 2018		

Tabla 2-2 Recuento histórico de la información almacenada por especies para el Pacífico colombiano

Especie/años	Capturas	Esfuerzo	Tallas
<i>Scomberomorus sierra</i>	1991 2019		2006 2019
<i>Cetengraulis mysticetus</i>	1991 2008	1992 2008	
<i>Coryphaena hippurus</i>	1991 2019	1991 2008	
<i>Epinephelus quinquefasciatus</i>	1991 2019	1991 2008	
<i>Cynoscion phoxocephalus</i>	1991 201	1991 2018	2012 2019
<i>Lutjanus peru</i>	1991 2018	1991 2018	
<i>Centropomus viridis</i>	1991 2019	1993 2008	
<i>Caranx caninus</i>	1991 2019	1991 2008	
<i>Centropomus armatus</i>	1991 2019	1993 2008	2006 2019
<i>Seriola lalandi</i>	1991 2019	1994 2008	
<i>Caranx cavallus</i>	1991 2019	1991 2018	
<i>Caulolatilus affinis</i>	1991 2019	1994 2008	
<i>Mycteroperca xenarcha</i>	1992 2019	1991 2008	
<i>Lobotes pacificus</i>	1992 2019	1992 2008	2006 2019
<i>Brotula clarkae</i>	1993 2019	1995 2008	2007 2019
<i>Cynoponticus coniceps</i>	1991 2019	1991 2008	
<i>Elagatis bipinnulata</i>	1991 2019	1992 2008	
<i>Bagre panamensis</i>	1992 2019	1992 2009	
<i>Polydactylus opercularis</i>	1993 2019	1995 2008	
<i>Sciades dowii</i>	1992 2019	1992 2009	
<i>Sphyaena ensis</i>	1993 2019	1994 2018	2006 2019
<i>Bagre pinnimaculatus</i>	1992 2019	1992 2009	
<i>Selene peruvianus</i>	1991 2019	1991 2008	
<i>Menticirrhus panamensis</i>	1991 2019	1996 2008	
<i>Seriola peruana</i>	1991 2019	1993 2008	
<i>Centropomus medius</i>	1992 2019	1994 2008	
<i>Trachinotus rhodopus</i>	1991 2019	1994 2008	
<i>Litopenaeus occidentalis</i>	1957 2019	1957 2019	2006 2019
<i>Xiphopenaeus kroyeri</i>	1975 2019	1976 2019	2012 2019
<i>Solenocera agassizii</i>	1991 2019	1991 2009	
<i>Farfantepenaeus brevirostris</i>	1992 2019	1991 2008	
<i>Farfantepenaeus californiensis</i>	1991 2019	1991 2008	
<i>Anadara tuberculosa</i>	1996 2012	1996 2012	2004 2018
<i>Lolliguncula diomedae</i>	1991 2019	1991 2008	
<i>Alopias pelagicus</i>	1991 2019	1991 2019	
<i>Alopias suprciliosus</i>	1991 2019	1991 2019	
<i>Carcharhinus falciformis</i>	1991 2019	1991 2019	
<i>Carcharhinus limbatus</i>	1991 2019	1991 2019	



<i>Galeocерdo cuvier</i>	1991 2019	1991 2019	
<i>Hypanus longus</i>	1991 2019	1991 2019	
<i>Mustelus henlei</i>	1991 2019	1991 2019	
<i>Mustelus lunulatus</i>	1991 2019	1991 2019	
<i>Sphyrna corona</i>	1991 2019	1991 2019	
<i>Sphyrna lewini</i>	1991 2019	1991 2019	
<i>Sphyrna media</i>	1991 2019	1991 2019	
<i>Sphyrna tiburo</i>	1991 2019	1991 2019	

En los recientes años (2012 -2019) la AUNAP por intermedio de la Universidad del Magdalena desarrollaron el Servicios Estadístico Pesquero SEPEC que tiene como fin la toma de información sobre la actividad pesquera que se efectúa en todo el territorio nacional; esto equivale a que tanto en aguas marinas como interiores, continentales o aguas dulces son constantemente monitoreadas por el SEPEC el cual utilizando dos tipos de metodología de acuerdo con la capacidad de toma de información, una mediante un muestreo probabilístico y la segunda un sistema censal, los datos obtenidos proviene de mediciones tipo biológico y pesquero.

El trabajo del SEPEC se dividió en tres fases que son:

1. Fase de campo donde se eligieron los principales puntos de toma de información, dividida en 5 regiones que cubrían tanto la pesca marina como la continental (Ilustración 2-5),
2. Un diseño de bases de datos y,
3. Una fase de gabinete que consistió principalmente en el análisis de la información recolectada en campo.

La información de campo recolectada consistió principalmente en la toma de datos de captura, esfuerzo e información biológica (talla, peso, sexo y madurez sexual). A las bases de datos se les hace un control de calidad y un análisis del comportamiento de los datos; una vez realizado este proceso la AUNAP toma la información de estas bases de datos y los datos históricos de las otras bases de datos y modela las pesquerías para obtener los parámetros indispensables en el estudio de la dinámica poblacional de los recurso pesqueros sometidos al aprovechamiento pesquero; proporcionando las pautas para estimar las cuotas globales de aprovechamiento de los recursos pesqueros de Colombia para la vigencia de 2021, de acuerdo con la mejor evidencia científica disponible. Por las características del muestreo en términos de tiempo, los análisis consignados aquí se consideran **preliminares** presentando **tendencias** que deben ser reforzados para el año 2021.



Ilustración 2-7. Puntos de toma de información pesquera, realizada por el SEPEC, durante el año 2019.

Los aspectos de campo fueron cubiertos por personal de encuestadores, los cuales fueron divididos en tomadores de volúmenes de desembarco y profesionales (biólogos e ingenieros pesqueros) que se encargaron de los aspectos biológicos y pesqueros.

Los aspectos biológicos se relacionan con la toma de tallas, peso, sexo y madurez sexual, evaluada por inspección ocular bajo la siguiente directriz: inmaduro, madurando, maduro y desovado. Éstas fueron clasificadas por grupos de tallas y por sexo.

En cuanto a la información relacionada sobre peces ornamentales, ésta fue tomada por los encuestadores del SEPEC en los puntos de acopio de las principales ciudades como Puerto Carreño, Inírida y Leticia; así mismo se usó la información biológico pesquera tomada por FUNINDES que se relacionó con datos de CPUE, madurez sexual y tallas y peso individual de los recursos que fueron obtenidos como muestras de los individuos que se murieron entre el transporte y los centros de acopio.

Hace falta realizar una evaluación en el lugar de la pesca de ornamentales para determinar aspectos claves del comportamiento de las poblaciones que conforman esta actividad económica.

2.2.1 Análisis de información

Relación longitud y peso y talla media de captura

Con las bases de datos recolectadas sobre tallas se realizó una agrupación utilizando los procedimientos estadísticos tradicionales descritos en varios documentos (Zar, 1999; Sokel & Rohlf, 1969), para los cuales se hicieron histogramas de frecuencias donde se determinó la talla promedio de captura:

$$\bar{X} = \frac{\sum f \cdot l}{n} \quad (1)$$

Se procedió a determinar el comportamiento de la relación peso contra longitud (estándar o total si los peces presentaban aletas duras o blandas), de acuerdo con la metodología tradicional (Ricker, 1975; Pauly, 1983; Csirke, 1980; Sparre & Vennema, 1997).

$$W = a * L^b \quad (2).$$

Igualmente se trabajó la relación que existe entre la longitud total y la longitud estándar para estimar los valores predictivos de la longitud total bajo la siguiente expresión.

$$L_t = a + b * L_s \quad (3).$$

Para evaluar si el crecimiento tiene alguna tendencia (isométrico o alométrico) se comprobó mediante la prueba de hipótesis de valoración con t estimada (Pauly D. , Fish population dynamics in tropical waters a manual for use with programmable calculators, 1984).

$$\hat{t} = \frac{s.d.(x)}{s.d.(y)} * \frac{|b-3|}{\sqrt{1-r^2}} * \sqrt{n-2} \quad (4).$$

La ecuación 2 indica que el peso (w) es proporcional a la potencia (b) de la longitud. Se valoró el factor de condición como la proporción entre el peso (w) y la longitud (Pauly D. , 1983) (Pauly D. , Fish population dynamics in tropical waters a manual for use with programmable calculators, 1984). Con este valor se utilizó la escala de Wilson para medir el estado de nutrición de los organismos.

Análisis de crecimiento

Una vez dispuestos los datos de frecuencias y sus histogramas se introdujo esta información en los programas FISAT II y LFDA, mediante los cuales se analizó el crecimiento utilizando la ecuación de crecimiento. (von Bertalanffy, 1938)

$$L_t = L_\infty(1 - e^{-k(t-t_0)}) \quad (5).$$

Si los análisis demuestran un crecimiento oscilatorio se emplea la ecuación propuesta por (Pauly D. , Fish population dynamics in tropical waters a manual for use with programmable calculators, 1984).

$$L_t = L_\infty \left(1 - e^{-k(t-t_0) + c \frac{k}{2\pi} \text{sen} 2\pi(t-t_s)} \right) \quad (6).$$

Los análisis se utilizaron realizando la descomposición de progresión modal, lo cual implica la separación de distribución de frecuencias mediante el método de (Battacharya, 1967) (se consigna, como ejemplo, en los resultados el máximo nivel de grupos modales), la estimación de K y L_∞ utilizando el método de (Gulland, 1966):

$$\frac{\Delta L}{\Delta t} = K * L_\infty - K * \overline{L(t)} \quad (7).$$

Para la cuenca de la Orinoquia, que presenta un efecto muy particular ya que por el comportamiento de las especies la migración de los recursos pesqueros se da desde la parte baja de la cuenca (Venezuela) hacia la parte alta (Colombia) y por lo tanto hace que su distribución de crecimiento considere que los individuos juveniles estén en la parte baja y los adultos en la parte alta, por lo anterior los registros estadísticos de la toma de información registran las tallas de los grandes bagres en niveles de adultos por lo que no permitieron realizar estimaciones sobre los parámetros de crecimiento se utilizó la metodología establecida por FAO, con la cual se pudieron realizar los corrimientos de los modelos utilizados.

Análisis de reclutamiento.

Se determinó el patrón de reclutamiento teniendo en cuenta una proyección hacia atrás de los datos de frecuencia de longitudes (Pauly D. , 1984)

El cálculo del patrón de reclutamiento se realizó después de calcular los resultados de crecimiento bajos las siguientes características:

- a. La posición exacta en el eje del tiempo se conoce sólo cuando se identifica , y además se conoce el tercer parámetro de la curva de crecimiento del modelo de von Bertalanffy, la abscisa del patrón de reclutamiento no se fija en tiempo real, y por lo tanto se clasifica dentro de “un año” (Figura 2-1).

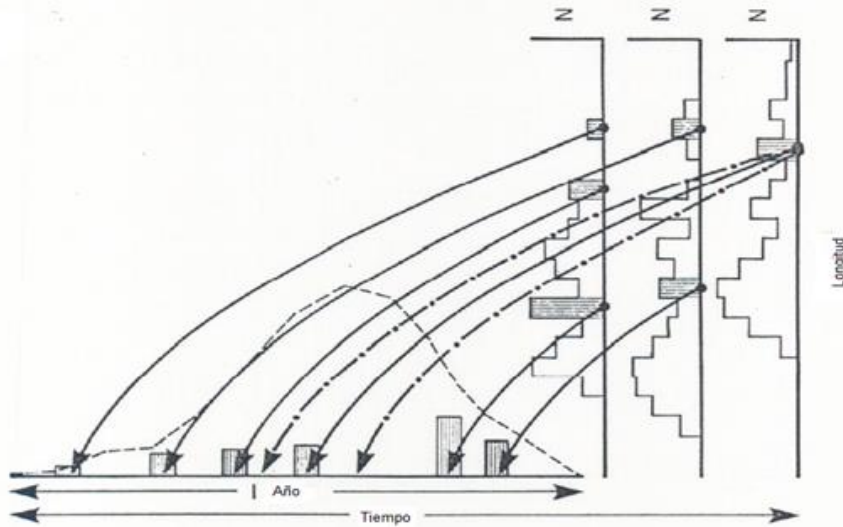


Figura 2-1. Esquema teórico sobre los patrones de reclutamiento

- b. Siempre se incluye un mes con reclutamiento en cero. Esto se debe al hecho de que cuando las frecuencias de longitudes se proyectan en el eje del tiempo al terminar este aspecto el valor más bajo de cada uno de los 12 meses de aparente reclutamiento queda eliminado, esto se hace para reducir el “ruido” que se produce debido a los parámetros utilizados en la evaluación del crecimiento.

Mortalidad

Mortalidad total: El seguimiento de los recursos se hizo mediante la evaluación de la tasa de mortalidad total:

$$Z = M + F \quad (8)$$

Donde Z coeficiente instantáneo de mortalidad total (Ricker, 1975; Pauly D. , 1983; Pauly D. , 1984; Csirke, 1980; Sparre & Vennema, 1997; Cadima, 2003).

La mortalidad total fue estimada por varios métodos, con base en las frecuencias de tallas:

- 1. Estimación de Z a partir de la curva de captura linealizada. (Sparre & Vennema, 1997).

$$\ln \frac{C(L1,L2)}{\Delta(L1,L2)} = t_0 - \frac{1}{k} * \ln \left(1 - \frac{L1+L2}{2*L_{\infty}} \right) \quad (9)$$

Se evaluaron los límites de confianza de Z como $Z \pm K t_{n-2} * sb$.



- La curva de captura acumulativa basada en datos de la composición por tallas. Método de Jones y van Zaling. (Sparre & Vennema, 1997).

$$\ln C(L, L_{\infty}) = A + \frac{Z}{k} * \ln(L_{\infty} - L) \quad (10)$$

- A partir de la captura media mediante el método de Beverton y Holt (Pauly D. , 1983)

$$Z = \frac{k(L_{\infty} - \bar{L})}{\bar{L} - L'} \quad (11).$$

- En algunas ocasiones se utilizó el método de Powell Wetherall, cuando los métodos descritos anteriormente no pudieron ser utilizados.

$$\bar{L} - L' = a + b * L' \quad (12).$$

Estimación de M y F donde se calcula además el coeficiente de capturabilidad q, esta fue determinada como una prueba de ensayo y error entre diferentes valores de la mortalidad por pesca que fueron incluidos en el ensayo de máxima verosimilitud para determinar valores de la capacidad de carga del recurso evaluado y la biomasa media, cuando se disponía de información publicada se utilizó ese valor.

$$Z = M + qf \quad (13).$$

La mortalidad natural se estimó utilizando varias estrategias que incluyen:

- La ecuación empírica de Pauly que para peces (Pauly D. , 1984) fue:

$$M = 0,8 * e^{[-0.0152 - 0.279 \ln L_{\infty} + 0.6543 \ln K + 0.463 \ln T^{\circ}C]} \quad (14)$$

- Y para crustáceos (cruz, 1983):

$$M = -0.0277 - 0.0004 L_{\infty} + 0.5397 K + 0.0119 T \quad (15)$$

- Relación de M con la longevidad ecuación de Tanaka (Cadima, 2003):

$$M = \left(\frac{1}{\lambda}\right) * \ln(p) \quad (16)$$

Donde p vario entre 1% y 5%.

- Método de Richter y Efanov (Cadima, 2003):

$$M = \frac{1.52}{(t_{m 50\%})^{0.72}} - 0.16 \quad (17)$$

- Determinación de mortalidades utilizando M para cada talla de la distribución (pseudoedades) variación de la propuesta de Cadima (Cadima, 2003):

$$E_i = \frac{C_i}{N_i - N_{i+1}} \quad (18)$$

$$Z_i = \ln(N_i) - \ln(N_{i+1}) \quad (19)$$

$$M_i = Z_i * (1 - E_i) \quad (20)$$

De acuerdo con los aspectos teóricos, la mortalidad natural sería superior en las tallas pequeñas (larvas, juveniles), y la misma va disminuyendo a medida que el recurso incrementa su tamaño (edad) hasta llegar a un punto en que las especies son lo suficientemente fuerte como para perdurar en el tiempo sin que la mortalidad natural sea un parámetro determinante del stock.

Posteriormente al ingresar los recursos a las pesquerías la mortalidad por pesca es el factor crítico en el equilibrio del stock, a partir de esta etapa de aprovechamiento y dependiendo de la especie, la mortalidad natural empieza desde un valor bajo hasta un valor alto, además cuando la cohorte es vieja la mortalidad natural adquiriría un valor alto y permanente.

Para el presente estudio se realizó un análisis de mortalidad natural a partir de la fase de plena explotación, para lo cual se estudiaron las diferentes fases por las que atraviesa un recurso desde sus inicios hasta cubrir las etapas de plena explotación.

6. Estimación de M mediante la ecuación de Taylor (en Borda & Cruz, 2004):

$$M = \frac{2.996}{A_{95\%}} \quad (21)$$

$$A_{95\%} = \left(\frac{2.996}{K} \right) + t_0 \quad (22)$$

Mortalidad por pesca

Básicamente se utilizó la estimación de mortalidad por pesca como la acción ejercida por el hombre en la extracción de un recurso pesquero y está determinada por:

$$F = qf \quad (23)$$

En muchos casos se calculó F teniendo como estimativo inicial la ecuación (13) conociendo Z y M. sin embargo para el desarrollo del modelo de Thompson y Bell se utilizó una interacción para la estimación de la mortalidad por pesca de la siguiente manera:

$$F/Z = \frac{C_{(L1,L2)}}{(N_{(L1)} - N_{(L2)})} \quad (24)$$

$$F = M \frac{F/Z}{1 - F/Z} \quad (25)$$

Criterios utilizados para utilizar los índices de mortalidad

Teniendo en cuenta que se contó con varios modelos para estimar la mortalidad total Z y la mortalidad natural se tuvieron en cuenta los siguientes aspectos teóricos:

Para la estimación de la mortalidad total se generaron una serie de valores utilizando un sistema estadístico de re-muestreo con el fin de construir una tabla de resultados la cual se construyó con diferentes simulaciones. Se utilizó la teoría estadística de análisis de varianza y análisis no paramétricos. Para evaluar la validez de los datos utilizados se empleó un nivel de seguridad del 1 y 5% para las diferentes circunstancias que se presentaron en el estudio de acuerdo con la metodología propuesta por diferentes investigadores (Zar, 1999; Tsokos, 1991; Sokel & Rohlf, 1969; Martínez & Martínez, 1997).

Para la determinación de la mortalidad natural se utilizaron criterios tomados de Cadima (2003):

- $1 \leq M/K \leq 2$ Para peces pequeños
- $2 \leq M/K \leq 3$ Para peces demersales

Sin embargo, el ajuste final se utilizó realizando iteraciones del f terminal con las estimaciones de todos los modelos descritos. De tal manera que ajustes realizados que mostraran una estimación desproporcionada en el modelo de crecimiento fueron eliminadas; cuando las estimaciones fueron similares, se usó un promedio de los datos estimados y éste fue el que se ingresó en los diferentes modelos utilizados.

Debe anotarse que para el caso de los recursos pesqueros marinos se utilizaron los datos de mortalidades reportados por Barreto y otros. (Barreto & Borda, 2008).

Análisis de poblaciones.

Una vez que se tuvieron evaluados los aspectos de crecimiento y mortalidad se procedió a estructurar medidas de población virtual. El primer método utilizado fue el análisis de cohortes

con base en los registros de tallas. Se partió de la estimación de edades relativas con base en las tallas. (Sparre & Vennema, 1997).

$$t(L1) = t_0 - \frac{1}{K} \ln \left[1 - \frac{L1}{L_\infty} \right] \text{ y } \Delta t = t(L2) - t(L1) = \frac{1}{K} \ln \left[\frac{L_\infty - L1}{L_\infty - L2} \right] \quad (26)$$

La fracción de los que sobreviven sobre los que mueren se calculó como:

$$H(L1, L2) = \left[\frac{L_\infty - L1}{L_\infty - L2} \right]^{M/2K} \quad (27)$$

La estimación de las capturas se da mediante la propuesta:

$$C(L1, L2) = N(L1) * \frac{F}{Z} * \left[1 - e^{(-Z * \Delta t)} \right] \quad (28)$$

Bajo este esquema se procedió a modelar las pesquerías con base en dos estructuras principales:

- El modelo bioeconómico de Thompson y Bell basado en tallas con la siguiente forma:

Teniendo como base el intervalo de talla $i = (L_i, L_{i+1})$ las variables de entrada son:

Mortalidad de pesca calculada utilizando las ecuaciones (24) y (25):

La captura en un intervalo de clase determinado se calculó de acuerdo con:

$$C_i = [N(L_i) - N(L_{i+1})] * \frac{F_i}{Z_i} \quad (29)$$

El peso promedio de los especímenes por intervalo de tallas fue calculado de la siguiente manera:

$$\bar{W}_i = a * \left[\frac{(L_i + L_{i+1})}{2} \right]^b \quad (30)$$

En esta ecuación a y b son las constantes de la regresión longitud y peso.

El rendimiento por intervalo está dado por:

$$R_i = C_i * \bar{W}_i \quad (31)$$

La biomasa media de intervalo se calculó bajo la fórmula:



$$\overline{Bi}\Delta t_i = \overline{Ni}\Delta t_i\overline{Wi} \quad (32)$$

Se valoró el factor alométrico con base en la relación talla longitud, si el parámetro era estadísticamente similar a 3, que equivale a un crecimiento isométrico, se procedió a la aplicación del modelo de rendimiento por recluta (Ricker, 1975; Csirke, 1980; Sparre y Vennema, 1997 y Cubillos, 2001):

$$sb^2 = \frac{1}{n-2} \left[\left(\frac{sy}{sx} \right)^2 - b^2 \right] \quad (33)$$

$$sa^2 = sb^2 \left[\frac{n-1}{n} sx^2 + \bar{x}^2 \right] \quad (34)$$

Finalmente, con las ecuaciones integradas en el modelo se puede estudiar la situación particular de recursos que se está estudiando (Figura 2-2).

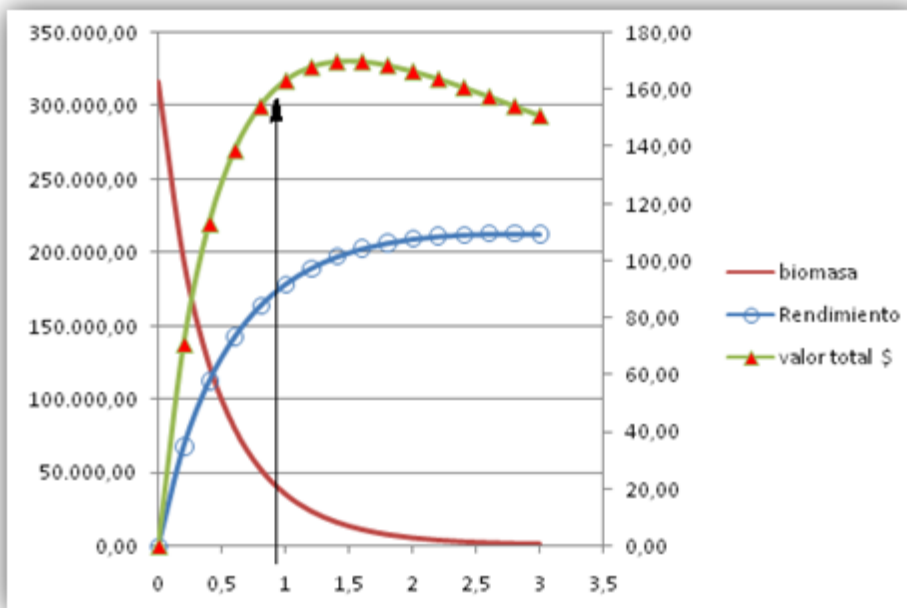


Figura 2-2. Esquema teórico del comportamiento del modelo bioeconómico de Thompson y Bell.

línea continua indica la posición 1 de eje de las ordenadas que es el indicador de la situación actual del recurso en este caso particular se puede observar que la línea indica que no se ha alcanzado el Rendimiento Máximo Económico (línea verde con marcador triangular rojo), ni el rendimiento máximo sostenible (Línea azul con marcador transparente).

- El modelo bioeconómico de Gordon Schaefer basado en el modelo logístico de crecimiento (Seijo, Defeo, & Salas, 1997).

El modelo requiere de información de captura y esfuerzo (secuencia histórica de la flota industrial registrada), costos fijos y costos variables (para la flota artesanal se usó información por averiguación directa con pescadores artesanales de Tumaco y Buenaventura) con base en la ecuación:

$$\frac{dB}{dt} = rB(t) \left(1 - \frac{B(t)}{K}\right) \quad (35)$$

Donde r es la tasa intrínseca de crecimiento poblacional, $B(t)$ biomasa de la población en el tiempo t y K es la capacidad de carga del ecosistema.

La captura está dada por:

$$C = qfK \left(1 - \frac{qf}{r}\right) \quad (36)$$

Para determinar los costos totales de la pesquería se utilizó:

$$CT = \left(\frac{cr \left[1 - \frac{B}{K}\right]}{q}\right) \quad (37)$$

El esfuerzo óptimo se calculó mediante:

$$f = \frac{qKr}{2q^2K} \quad (38)$$

Y la captura en rendimiento máximo sostenible se estimó mediante:

$$C_{MRS} = \frac{Kr}{4} \quad (39)$$

Modelos analíticos de rendimiento por recluta de Beverton y Holt basado en tallas, el esquema utilizado fue el de Ricker (1975) y Sparre & Vennema (1997).

$$Y/R = F * A * w_{\infty} * \left[\frac{1}{Z} - \frac{3U}{Z+K} + \frac{3*U^2}{Z+2K} - \frac{U^3}{Z+3K}\right] \quad (40)$$

El cálculo de la anterior ecuación tiene como valor de A :

$$A = \left[\frac{L_{\infty} - Lc}{L_{\infty} - Lr}\right] \quad (41)$$

Como un complemento para el análisis pesquero de los recursos evaluados se analizó la tasa de explotación como un primer indicador del estado de las poblaciones.

$$E = \frac{F}{Z} \quad (42)$$

Análisis de madurez sexual (T.M.)

De todos los datos recopilados se separaron los individuos maduros de los inmaduros y se evaluaron los individuos que presentaron las categorías visuales establecidas esto es: en maduración, maduros, desovados e inmaduros. Para el análisis de madurez sexual se utilizó la siguiente propuesta, en donde el porcentaje de hembras maduras (%M) en cada intervalo de tallas es igual a la proporción de hembras maduras (N_{HM}) sobre hembras totales (N_{TH}) (Borda & Cruz, 2004).

$$\%M = \frac{N_{HM}}{N_{TH}} \quad (52)$$

Para el ajuste de regresión entre la marca de clase y la madurez se determinaron las constantes a y b y la talla de madurez (TM) (Roa, Ernst, & Tapia, 1999)

$$TM = \frac{1}{[1+e^{(a-(b \cdot l)}]} \quad (53)$$

Finalmente, para determinar el valor probabilístico de la talla media de madurez sexual y la edad relativa correspondiente. Igualmente se utilizó la técnica de remuestreo de Montecarlo para definir diferentes escenarios y poder establecer los valores óptimos, para este resultado se utilizando el programa MATSIM VER 1.3 (Roa, Ernst, & Tapia, 1999).

De otra parte, se comparó con una prueba estadística de t de Student si existen diferencias significativas entre machos y hembras, para lo cual los resultados fueron evaluados con un nivel de significancia del 5%.

Modelo bayesiano aplicado a las pesquerías de Colombia

Según consideraciones teóricas las bases fundamentales en la evaluación de los recursos pesqueros de una forma cuantificable es la de poder establecer el estado actual de los stocks que están siendo sometidos a pesquerías. (Punt & Hilbor, 2011).

Es importante considerar que las productividades están siendo directamente determinadas por la acción metabólica de incremento del tejido vivo lo que conlleva a un aumento en la biomasa de una población específica (Allen, 1971), este sistema puede ser considerado como productividad latente, que puede ser considerado como la tasa instantánea de producción de biomasa P la cual es determinada en un escenario sin pesca y que tiene relación directa con el tamaño del stock. (Sierra Rodríguez, 2004)

$$P(b) = \frac{dB}{dt} \quad (54)$$

Por lo tanto, la producción excedente en función de la ecuación diferencia derivada de (54) en un año determinado está dada por (Sierra Rodríguez, 2004):

$$PE_t = \int_t^{t+1} P(B)dt = B_{t+1} - B_t \quad (55)$$

Pero esta producción excedente debe estar acorde con la situación pesquera del momento por lo tanto una ecuación más realista sobre la producción excedente sería:

$$PE_t = B_{t+1} - B_t + C_t \quad (56)$$

Se plantea esta ecuación como un modelo dinámico ordenado la ecuación (56) para que finalmente se tenga la expresión:

$$B_{t+1} = B_t - C_t + PE_t \quad (57)$$

Con el fin de aplicar tablas de decisiones se partió de la propuesta de ecuación dinámica y se ajustó al siguiente modelo (Punt & Hilborn, 2001):

$$\beta_{t+1} = \frac{\lambda\beta_0(\beta_t - C_t)}{\beta_0 + (\lambda - 1)(\beta_t - C_t)} \quad (58)$$

Como estrategia de cálculo se utilizó una función de captura que tiene como constante la tasa de aprovechamiento k (Punt & Hilborn, 2001):

$$C_t = kB_t \quad (59)$$

Con el fin de estimar la influencia de las variaciones ambientales el modelo de dinámica poblacional se estimó la biomasa como (Punt & Hilborn, 2001):

$$B_{t+1} = \frac{\lambda B_0 (B_t - C_t) e^{\sigma_v \varepsilon_t}}{B_0 + (\lambda - 1)(B_t - C_t)} \quad (60)$$

En donde σ_v es la variación de la biomasa debido a las fluctuaciones ambientales y ε_t es un número aleatorio con distribución normal de media 0 y desviación estándar 1: $\varepsilon \sim N(0, 1^2)$.

La función de verosimilitud se construyó con base en el supuesto que los datos son independientes y normalmente distribuidos:

$$L(D|\underline{\theta}) = \prod_i \frac{1}{\sqrt{2\pi}\sigma} e^{-\frac{(d_i - \hat{d}_i(\underline{\theta}))^2}{2\sigma^2}} \quad (61)$$

En donde d_i es el i^{th} dato puntual, $\hat{d}_i(\underline{\theta})$ es el valor estimado del modelo d_i y σ es la desviación estándar del error observado.

También se utilizó una función de verosimilitud basada en las hipótesis formuladas durante el desarrollo del trabajo bajo el supuesto:

$$L(D|\theta) = \prod_i \frac{1}{\sqrt{2\pi}\sigma} e^{-\frac{(\ln d_i - \ln \hat{d}_i(\theta))^2}{2\sigma^2}} \quad (62)$$

El fundamento de la regla de Bayes considerada como probabilidad relativa o probabilidad posterior se utilizó con información previa y se fundamenta el planteamiento teórico general (Punt & Hilborn, 2001):

$$\pi(H_i) = \frac{L(D|H_i)p(H_i)}{\sum_j L(D|H_j)p(H_j)} \quad (63)$$

Donde $\pi(H_i)$ Es la probabilidad posterior de la hipótesis i , $L(D|H_i)$ es la verosimilitud del grupo de datos D dada la hipótesis H_i , $p(H_i)$ Es la probabilidad prior de la hipótesis H_i .

Se consideró la determinación de incluir en la modelación la estimación de dos parámetros r y K por lo que el modelo de Bayes fue reajustado como (Punt & Hilborn, 2001):

$$\pi(\theta_{1,i}, \theta_{2,j}) = \frac{p(\theta_{1,i}, \theta_{2,j})L(D|\theta_{1,i}, \theta_{2,j})}{\sum_k \sum_i L(D|\theta_{1,k}, \theta_{2,j})p(\theta_{1,k}, \theta_{2,j})} \quad (64)$$

La distribución posterior es casi imposible determinarla mediante procesos analíticas por lo tanto una serie de métodos numéricos se emplearon para determinar estos aspectos bajo los siguientes términos:

$$\pi(\theta) \propto L(D|\theta)p(\theta) \quad (65)$$

Se consideró un modelo único estructural que resumen de forma sencilla los planteamientos Bayesianos para el análisis del recurso (Punt & Hilborn, 2001):

$$B_{t+1} = sB_t + \bar{R} - C_t \quad (66)$$

Donde s es la tasa de supervivencia del recurso calculada como $S = e^{-Z}$ y \bar{R} es el promedio del reclutamiento.

Teniendo en cuenta que los errores de este modelo tienen distribución normal las tasas de biomasa estaría en la siguiente función de verosimilitud:

$$L(D|\theta) = \prod_t \frac{1}{\sqrt{2\pi}\sigma_t} e^{-\frac{1}{2\sigma_t^2}(\ln l_t - \ln(qB_t))^2} \quad (67)$$

Donde l_t es la captura por unidad de esfuerzo para el año t , q es el factor de capturabilidad y σ es la desviación estándar de la capturabilidad.



El investigador Sierra (2001) en su tesis de maestría hace un resumen muy interesante sobre el proceso del algoritmo Bayesiano y su funcionamiento expuesto de la siguiente manera: (Figura 2-3)

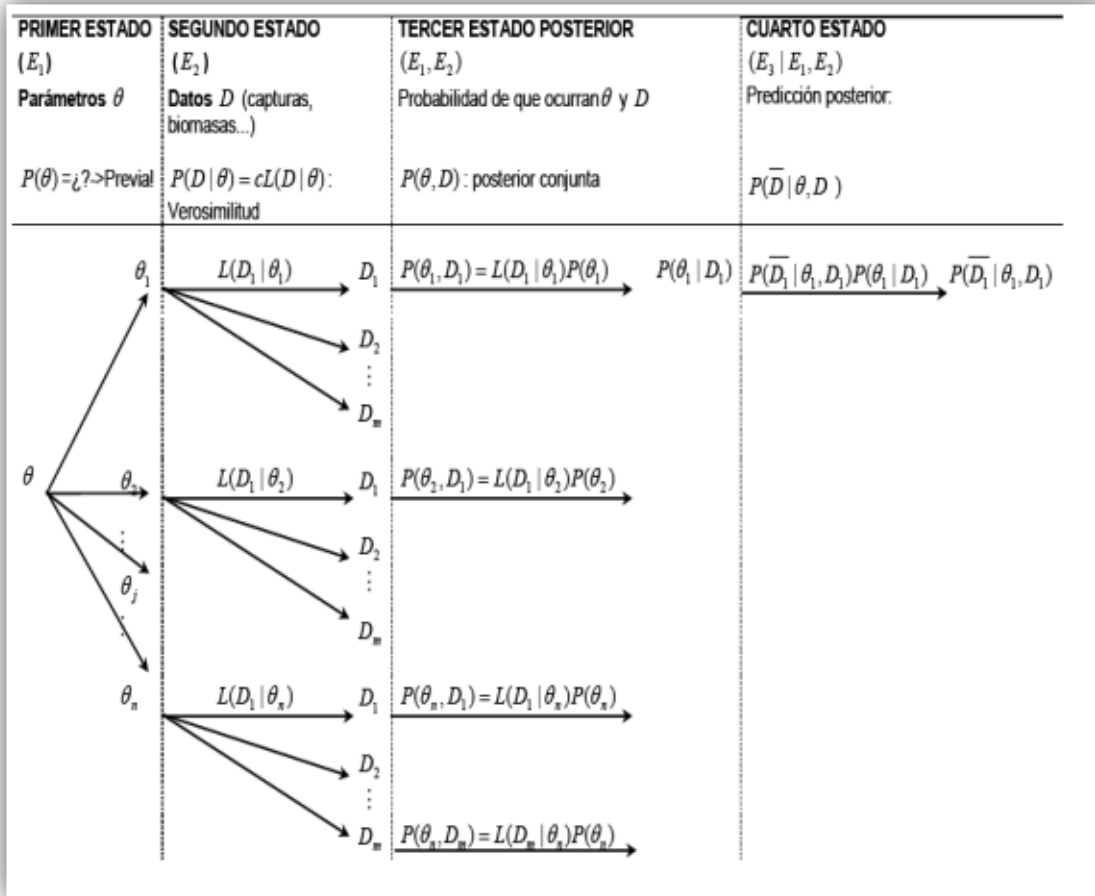


Figura 2-3. Esquema general de la regla de Bayes aplicado a las pesquerías

Sierra Rodríguez (2004) planteó que en un estudio de evaluación de recursos lo primero que se detecta es el segundo estado E_2 producto de que el primer evento ya ocurrió E_1 , esto significa que por lo general en la mayoría de las pesquerías los aspectos normales de información disponible se refieren al segundo evento (E_2) o sea los datos $D = (D_1, D_2, D_3, \dots, D_n)$ que por lógica fueron generados por un modelo determinado $\theta = (\theta_1, \theta_2, \theta_3, \dots, \theta_n)$ que son los parámetros del primer estado. Finalmente, el estado cuatro (E_4) representa la solución matemática al modelo general de Bayes.

En el planteamiento descrito en la tabla 1 muestra que el tercer estado (E_3) es un evento posterior dado después de que los dos eventos anteriores ocurrieron. Una vez que se tiene la estructura de funcionamiento se pueden realizar inferencias sobre capturas y biomasa (\bar{D}) que es lo que está propuesto en el estado cuatro de la tabla 1 ($E_3 | E_1, E_2$).

Modelo de estimación de biomásas bayesianas por frecuencias de longitudes (LBB).

El desarrollo conceptual del modelo parte del planteamiento de la ecuación de crecimiento de von Bertalanffy [1938] tal y como lo planteo Beverton & Holt (1966).

$$L_t = L_\infty [1 - e^{-k[t-t_0]}]$$

Donde L_t es la longitud a la edad t , L_∞ es la longitud asintótica, K es la tasa por la cual L_∞ se acerca, y t_0 es la edad teórica en la longitud cero. Los parámetros de crecimiento L_∞ y K [Froese, et al. 2018], estos dos últimos parámetros se deducen de la manera tradicional (Gulland, 1966; Csrirke, 1980; Gulland J., 1983; Pauly D., 1984; Haddon, 2001).

El modelo ya no estima tasas absolutas sino en la tasa de mortalidad natural $[M]$ en relación con la tasa de crecimiento somático $[M/K]$ y la tasa de mortalidad por pesca $[F]$, en relación con la tasa de crecimiento somático $[F/K]$, con el objetivo de estimar la **mortalidad relativa media de la pesca** $[F/M]$ y la biomasa actual relativa a la biomasa no pescada $[B/B_0]$. (Froese, y otros, 2018).

Para el desarrollo del modelo se partió de algunos supuesto teóricos como fijar una tasa de crecimiento somático M/K de aproximadamente 1.5, tomado como un valor de referencia para las especies con crecimiento constante que alcanzan el tamaño máximo a la edad máxima [Taylor, 1958; Jensen, 1996, Hordyk et al. 2015, Froese et.al. 2016; tomado de Froese, et al. 2018].

La abundancia absoluta se calcula mediante la cantidad de individuos estimados relacionados con las variables de crecimiento y mortalidad (Froese, y otros, 2018):

$$\frac{N_L}{\sum N_L} = \frac{\left(\frac{L_\infty - L}{L_\infty - L_{ini}}\right)^{Z/k}}{\sum \left(\frac{L_\infty - L}{L_\infty - L_{ini}}\right)^{Z/k}}$$

Donde N_L es en número de individuos a una longitud dada, Z es la tasa instantánea de mortalidad total y L_{ini} es la longitud inicial en cada intervalo de la estimación.

Finalmente se calcula la probabilidad de sobrevivir a un tasa de longitudes L/L_∞ como función de cociente de M/k .

$$P_{L/L_\infty} = \left(1 - \frac{L}{L_\infty}\right)^{M/k}$$

Para estimar la longitud correspondiente a una probabilidad dada se estima como (Froese, y otros, 2018):

$$L_p = \frac{\alpha L_c - \log\left(\frac{1}{P} - 1\right)}{\alpha}$$

Donde L_c es la longitud al 50% de los individuos retenidos por el artes de pesca y α define la inclinación de la ojiva de selección (Sparre & Venema, 1997).

Con estas directrices matemáticas se calcula finalmente la curva de captura ajustada a una ecuación diferencial para estimar L_∞ , L_c , α M/K Y F/K simultáneamente (Froese, y otros, 2018).

$$N_{L_i} = N_{L_{i-1}} S_{L_i} F \left(\frac{L_\infty - L_i}{L_\infty - L_{i-1}} \right)^{\frac{K}{k} + \frac{F}{k} S_{L_i}}$$

Donde N_{L_i} es el número de individuos en la clase de longitud L_i , $N_{L_{i-1}}$ es el número en la clase de longitud anterior, S_{L_i} es la curva de selectividad. Los demás parámetros ya se referenciaron anteriormente.

Algunas estimaciones de parámetros pesqueros fueron estimadas como:

$$L_{opt} = L_\infty \left(\frac{3}{3 + \frac{M}{K}} \right)$$

$$L_{c_{opt}} = \frac{L_\infty \left(2 + 3 \frac{F}{M} \right)}{\left(1 + \frac{F}{M} \right) \left(3 + \frac{M}{K} \right)}$$

Froese et al. [2018], proponen que para estimar el estado del stock con un nuevo enfoque la tasa de biomasa relativa se calcula como:

$$\frac{B}{B_0} = \frac{\frac{CPUE'}{R}}{\frac{B'_0 > L_c}{R}}$$

Modelo de capturas bayesianas CMSY.

El segundo modelo utilizado que se encuentra recientemente desarrollado y es el Monte Carlo [CMSY], utilizado para la estimación de los puntos de referencia de la pesca, por intermedio de las capturas, la resiliencia y la información de estado del stock cualitativo sobre las existencias de datos limitados. También presenta una aplicación del estado-espacio bayesiano del modelo de producción de Schaefer [BSM], fijado para la captura y biomasa, o para los datos de captura por unidad de esfuerzo [CPUE]. (Froese T. , Demirel, Coro, Kleisner, & Winker, 2017).

El método se base en la relación entre la capacidad de carga del ecosistema [k] frente a la tasa intrínseca de crecimiento poblacional [r], obtenida de una serie histórica de datos de captura, las cuales proceden de las bases de datos [captura y CPUE] de entidades como el INDERENA, el INPA, el ICA, el INCODER y del SEPEC –Servicio Estadístico Pesquero y la de la AUNAP - Autoridad Nacional Acuícola y Pesquera-

En la serie temporal de datos obtenidos es analizada mediante la relación de un espacio temporal bayesiano, que tiene como base el modelo de Schaefer, con el cual se hacen

predicciones de las parejas de datos de r y K . Finalmente la dinámica de la biomasa se calcula bajo la ecuación (Froese T. , Demirel, Coro, Kleisner, & Winker, 2017):

$$B_{t+1} = B_t + r \left(1 - \frac{B_t}{K}\right) B_t - C_t$$

Donde B_{t+1} es la biomasa explotada en el año subsecuente $t+1$, B_t es la biomasa corriente, y C_t es la captura en el año t .

Es importante resaltar que cuando el tamaño del stock está severamente agotado, afecta el reclutamiento, se deberá tener en cuenta la disminución lineal del excedente de producción como función del reclutamiento del crecimiento somático y mortalidad natural [Schnute & Richards 2002, en Froese T., Demirel, Coro, Kleisner, & Winker, 2017] la cual se incorpora si la biomasa cae por debajo de $\frac{1}{4}$ de K (Froese T. , Demirel, Coro, Kleisner, & Winker, 2017).

$$B_{t+1} = B_t + 4 \frac{B_t}{K} r \left(1 - \frac{B_t}{K}\right) B_t - C_t \left| \frac{B_t}{K} < 0.25 \right.$$

El término $4 \frac{B_t}{K}$ supone una disminución lineal de reclutamiento por debajo de la mitad de la biomasa que es capaz de producir RMS -Rendimiento Máximo Sostenible-.

Finalmente, y como una guía de comparación se adoptó de Froese R., Demirel, Coro, & Winkler [2019] los rangos de biomasa relativa las siguientes referencias que permiten determinar el estado de aprovechamiento de los recursos analizados, y la relación de la Resiliencia con la tasa intrínseca de crecimiento poblacional:

Agotamiento muy fuerte	Agotamiento fuerte	Agotamiento medio	Bajo agotamiento	Casi inexplorado
0.01 - 0.2	0.01- 0.4	0.2 - 0.6	0.4 - 0.8	0.75 - 1.0

Resiliencia	Rango prior r
Alta	0.6 - 1.5
Media	0.2 - 0.8
Baja	0.05 - 0.5
Muy baja	0.015 - 0.1

Estimación de la biodiversidad en el sector pesquero



Este análisis permite establecer la composición de la captura total en número y peso (kg), así como la frecuencia de ocurrencia (FRQ) en la configuración de la flota de pesca artesanal que operó en el área durante los años de muestreo y revisando el tamaño del ojo de malla de las redes de enmalle (es decir, si la especie estaba presente o no, independientemente de la abundancia). Cada uno de estos valores también se expresa en porcentaje del total (no es que la frecuencia de porcentaje de ocurrencia % FRQ no se suma a 100, como el total es el número total de ajustes). Como una medida de la abundancia relativa o carácter común de cada especie (I) en la composición de las capturas, se utiliza un índice de importancia relativa % IRI (Kolding, 1989)

$$\%IRI_i = \frac{(\%W_i + \%N_i)\%F_i}{\sum_{j=1}^s (\%W_j + \%N_j) \%F_j} * 100$$

Donde $\%W_i$ y $\%N_i$ es el peso porcentual y número de cada especie de la captura total, $\%F_i$ es la frecuencia de ocurrencia porcentual de cada especie en el número total de configuraciones, y S es el número total de especies.

Este índice se compatibiliza con el índice de Shannon de diversidad (H') y la uniformidad relativa (J') definido mediante la ecuación:

$$H' = - \sum_{i=1}^s P_i \ln(P_i)$$

$$J' = \frac{H'}{H_{MAX}}; \text{ donde } H_{max} = \ln(s)$$

Donde P_i es la abundancia relativa, es decir, el número de individuos de cada especie dividida por el número total de individuos de todas las especies (S) de cada muestra (Begon, Harper, & Townsend, 1990).

CAPÍTULO III

3. Análisis de biodiversidad en los muestreos realizados

3.1 Comparación entre las biomásas agrupadas por tallas entre los años 2007 – 2019

Para generar un análisis con enfoque holístico se describe en este capítulo el impacto de la pesca en la biomasa de los principales recursos de cada cuenca basados en las tallas, a fin de tener elementos de análisis para la definición de las cuotas.

Como un antecedente sobre el comportamiento de los recursos pesqueros se compararon las biomásas por grupos de tallas entre los años 2007 a 2019. Se acogieron estos dos años por representar una diferencia en tiempo y porque estos dos años mostraron tener la más completa información que pueda hacer una comparación en tiempo de las pesquerías de Colombia.

De la misma manera las comparaciones se hicieron por cuencas para mostrar cómo se comportaron las pesquerías por ecosistemas, esta estructura se utilizó teniendo en cuenta los reportes en puerto tanto de talla como en peso; por lo tanto, la misma es una muestra de los datos tomados por los encuestadores en puerto y no representa la composición de las capturas.

3.1.1 Cuenca de Pacífico:

El grupo de especies presentó diferencias entre las diferentes especies entre los años comparados, mientras que para el 2007 la predominancia estuvo entre los rangos de tallas entre 26 a los 70 cm de Lt., para el 2019 este rango se amplió entre los 30 a los 150 cm de Lt., por lo que se aprecia que en esta cuenca la demanda de los recursos naturales no ha presionado demasiado mostrando que las poblaciones de peces tiene una ligera recuperación; aunque se debe destacar que siempre las capturas están soportadas por las especies de menor tamaño.(Figura 3-1, Figura 3-2

Tabla 3-1, Tabla 3-2)

Analizando de manera individual las especies que aportaron las mayores biomásas por tallas fueron, para el 2007, la barracuda (*Sphyraena ensis*), la corvina (*Cynoscion sp*), la sierra (*Scomberomorus sierra*), el bravo (*Seriola lanandei*) y el pargo lunarejo (*Lutjanus guttatus*). Para el 2019 la composición cambia y los aportes en biomásas por grupos de tallas fue para las corvinas (*Cynosción albus*, *C. phoxocephalus*), para el jurel colinegra (*Caranx Sexfasciatus*), el gualajo (*Centropomus armatus*), estos cambios en el tipo de especies muestran los cambios que el ecosistema tiene en la composición de las estructuras poblacionales. (Figura 3-1, Figura 3-2,

Tabla 3-1, Tabla 3-2)



Todas las especies del Pacifico

Nota solamente se muestran las especies mas importantes

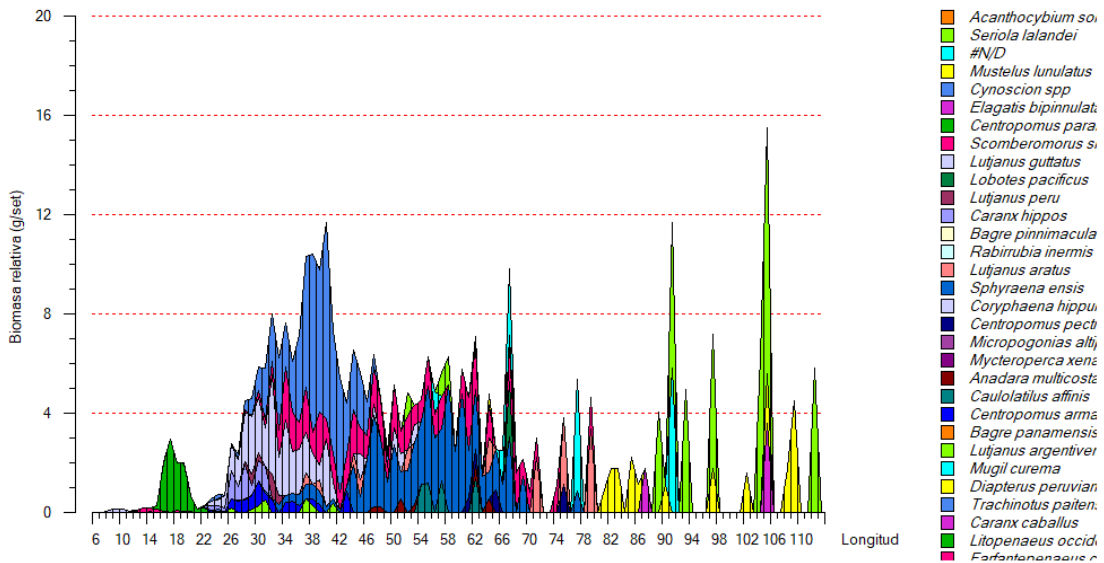


Figura 3-1. Composición de las capturas muestreadas en los centros de acopio y desembarco en la cuenca del Pacifico durante el años 2007. Fuente CCI

Tabla 3-1. Distribución de las especies por el aporte en biomasa con relaciona a las tallas obtenidas por los muestreos en los puntos de desembarco en la cuenca del Pacifico colombiano durante el año 2007. Fuente CCI

Species	Total	Mean L (mm)	MAX L(cm)
<i>Sphyraena ensis</i>	140.8	504	78.2
<i>Cynoscion spp</i>	136.2	388	107.5
<i>Scomberomorus sierra</i>	102.9	478	99
<i>Seriola lalandei</i>	100.3	826	116
<i>Lutjanus guttatus</i>	75.1	374	95.4
<i>Mustelus lunulatus</i>	48.9	880	109
<i>sin identificar</i>	34.4	744	115.5
<i>Lutjanus aratus</i>	27.9	481	79.2
<i>Litopenaeus occidentalis</i>	22.1	148	24
<i>Centropomus armatus</i>	14	377	52.5
<i>Caranx hipos</i>	13.1	336	92.1
<i>Elagatis bipinnulata</i>	12	583	105
<i>Caulolatilus affinis</i>	10.9	573	62.4
<i>Centropomus pectinatus</i>	7.3	409	75.3
<i>Anadara multicostata</i>	5.4	481	64.7
<i>Lutjanus argentiventris</i>	5.1	325	41.2
<i>Lobotes pacificus</i>	5	566	94.5



<i>Lutjanus peru</i>	5	500	93.5
<i>Farfantepenaeus californiensis</i>	1.5	145	20.2
<i>Solenocera agassizii</i>	1.1	97	15.4
<i>Trachinotus paitensis</i>	0.2	261	32.7
<i>Acanthocybium solandri</i>		1027	117.5
<i>Centropomus parallelus</i>		988	103.5
<i>Bagre pinnimaculatus</i>		776	92
<i>Rabirrubia inermis</i>		807	88
<i>Coryphaena hippurus</i>		477	76.6
<i>Micropogonias altipinnis</i>		430	72.2
<i>Mycteroperca xenarcha</i>		525	67
<i>Bagre panamensis</i>		340	46
<i>Mugil curema</i>		295	34.2
<i>Diapterus peruvianus</i>		275	33.9
<i>Caranx caballus</i>		256	27.4
Total	769.2	417	117.5

Todas las especies del Pacífico

Nota en la gráfica unicamente se muestran las especies más importantes

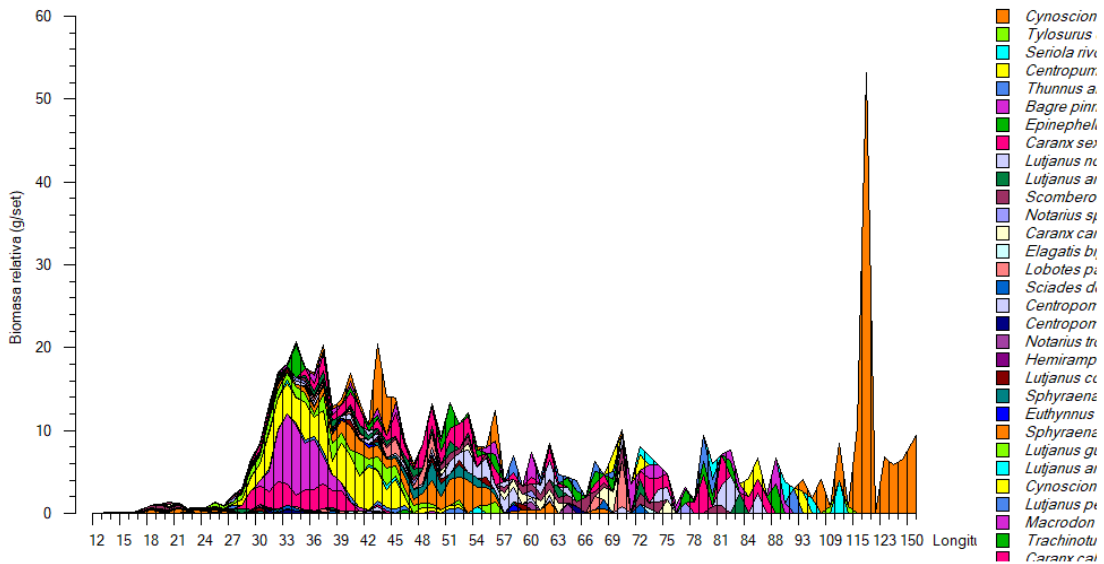


Figura 3-2. Composición de las capturas muestreadas en los centros de acopio y desembarco en la cuenca del Pacifico durante el año 2019. Fuente SEPEC

Tabla 3-2. Distribución de las especies por el aporte en biomasa con relaciona a las tallas obtenidas por los muestreos en los puntos de desembarco en la cuenca del Pacífico colombiano durante el año 2019. Fuente SEPEC.

Species	Total	Mean L (mm)	MAX L(cm)
<i>Cynoscion albus</i>	124.1	598	150
<i>Cynoscion phoxocephalus</i>	64.6	363	52.5
<i>Caranx sexfasciatus</i>	61.9	467	87
<i>Centropomus armatus</i>	51.9	316	66.6
<i>Macrodon mordax</i>	44.8	343	49
<i>Sphyraena ensis</i>	43	449	68
<i>Lutjanus guttatus</i>	29.9	359	56
<i>Epinephelus spp.</i>	29.5	569	88.6
<i>Caranx caballus</i>	28.7	335	44
<i>Bagre pinnimaculatus</i>	27.8	482	89
<i>Scomberomorus sierra</i>	24.7	58	81
<i>Centropomus medius</i>	21.4	464	70
<i>Lutjanus novemfasciatus</i>	19.3	691	86
<i>Lobotes pacificus</i>	15.8	501	72
<i>Lutjanus argentiventris</i>	15.6	443	83
<i>Thunnus albacares</i>	15.3	692	90
<i>Caranx caninus</i>	14.2	527	75
<i>Sphyraena spp.</i>	12.5	500	58
<i>Seriola rivoliana</i>	12.3	878	112
<i>Centropomus spp.</i>	11.8	676	93
<i>Lutjanus peru</i>	6.2	373	52
<i>Lutjanus colorado</i>	5.8	408	59.2
<i>Notarius spp.</i>	3.7	441	77
<i>Notarius troschelii</i>	3.3	373	64
<i>Lutjanus aratus</i>	3	376	54
<i>Larimus spp.</i>	2.7	223	29
<i>Bagre panamensis</i>	2.3	280	43
<i>Sciades dowii</i>	2.1	700	72
<i>Euthynnus lineatus</i>	1.8	426	58
<i>Polydactylus opercularis</i>	1.7	253	39
<i>Tylosurus crocodilus fodiator</i>	1.6	1115	114
<i>Anisotremus spp.</i>	1.6	201	43
<i>Cynoscion squamipinnis</i>	1.5	341	38.4
<i>Centropomus viridis</i>	1.2	573	65.1
<i>Polydactylus approximans</i>	1.1	264	37
<i>Haemulon flaviguttatum</i>	1.1	332	35.5
<i>Nebris occidentalis</i>	1.1	236	30
<i>Elagatis bipinnulata</i>	0.7	595	73
<i>Menticirrhus spp.</i>	0.7	293	40
<i>Trachinotus kennedyi</i>	0.5	460	46
<i>Epinephelus analogus</i>	0.5	435	43.5
<i>Caulolatilus affinis</i>	0.4	281	31.5
<i>Katsuwonus pelamis</i>	0.4	300	30
<i>Parapsettus panamensis</i>	0.4	213	25
<i>Hemiramphus saltator</i>	0.2	620	62
<i>Cyclosetta querna</i>	0.2	420	42
<i>Seriola peruana</i>	0.2	418	41.8
<i>Anisotremus interruptus</i>	0.2	300	30
<i>Bairdiella ensifera</i>	0.2	184	23
<i>Diapterus peruvianus</i>	0.1	245	30
Total	715.8	312	150

3.1.2 Cuenca de Caribe

La comparación entre los dos años mostró que la diferencia entre el 2007 y el 2019 es tangible ya que mientras el año 2007 la mezcla de especies fue alta y desigual para el año 2019 fue mucho más uniforme. El rango de tallas estuvo, para el 2017 concentrada entre los 16 a los 91 cm de Lt., mientras que para el 2019, este rango estuvo entre los 15 a los 91 cm de Ls., pero con una diferencia y es que para el primer año se tuvieron peces que alcanzaron 210 cm de Ls., mostrando una ligera decadencia en cuanto a los organismo de mayor tamaño. (Figura 3-3, Figura 3-4, Tabla 3-3, Tabla 3-4)

Las especies más predominantes, en biomasa por tallas y por muestreo, en este estudio fueron, para el 2007 el róbalo (*Centropomus undecimalis*) el jurel (*Caranx hippos*), sable (*Trichurus lepturus*), sierra (*Scomberomorus regalis*), sábalo (*Tarpón atlanticus*) sierra común (*Scomberomorus caballa*) y la langosta (*Panulirus argus*), para el 2019 hay cambios en la composición se mantiene la supremacía del róbalo (*C. undecimalis*), seguido por la lisa (*Mugil incilis*), por los jureles (*C. crysos* y *C. hippos*), el bagre (*Ariopsis canteri*), la barracuda (*Sphyaena guachanco*) y el pargo chino (*Lutjanus synagris*), en general se puede considerar que la composición de las capturas se ha mantenido más o menos estable. (Figura 3-3, Figura 3-4, Tabla 3-3, Tabla 3-4).

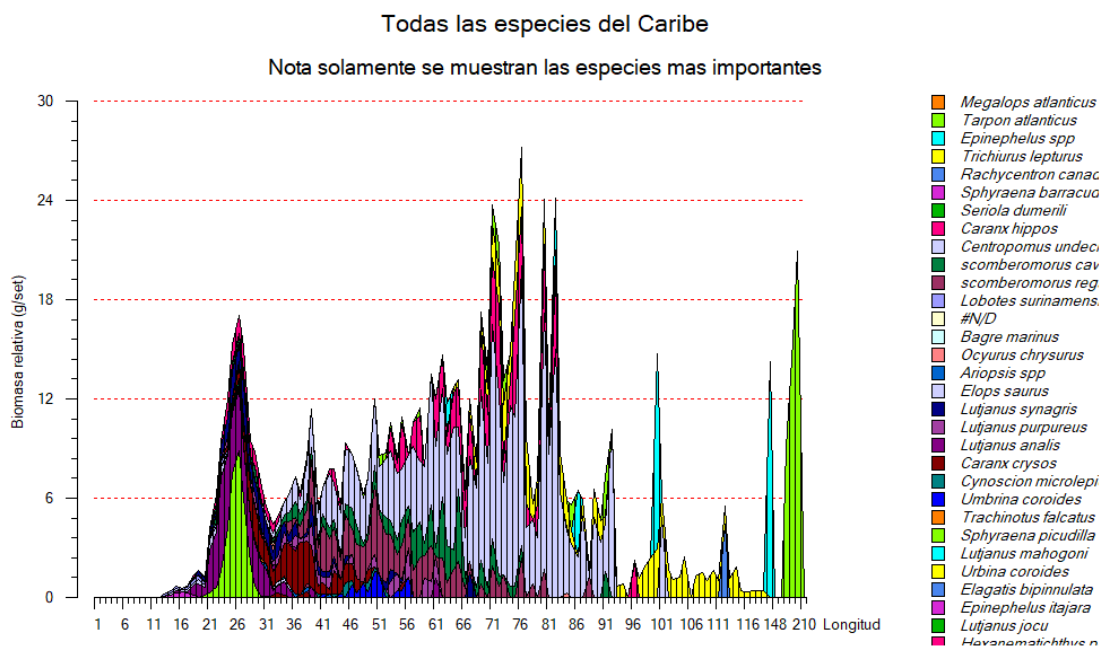


Figura 3-3. Composición de las capturas muestreadas en los centros de acopio y desembarco en la cuenca del Caribe durante el año 2009. Fuente CCI

Tabla 3-3. Distribución de las especies por el aporte en biomasa con relaciona a las tallas obtenidas por los muestreos en los puntos de desembarco en la cuenca del Pacífico colombiano durante el año 2007. Fuente CCI.

Species	Total	Mean L (mm)	MAX L(cm)
Centropomus undecimalis	311.1	550	101
Caranx hippos	80.4	359	101.5
Trichiurus lepturus	74.1	803	120.1
scomberomorus regalis	69.4	489	88
Tarpon atlanticus	57.5	807	198
scomberomorus cavalla	48.4	436	96
Panulirus argus	40.3	243	39.5
Epinephelus spp	34.9	926	170
Caranx crysos	34.8	291	69
Selar crumenophthalmus	31.9	258	30.5
Lutjanus synagris	22.8	273	73.1
Lutjanus purpureus	17.2	344	71.4
Umbrina coroides	7.6	498	56
Rachycentron canadum	4.4	1120	112
Menticirrhus sp	2.9	207	41.3
Cynoscion microlepidotus	2.8	453	57
Conodon nobilis	2.5	196	45
Lutjanus analis	2.4	324	70.5
Centropomus ensiferus	1.7	277	42
Litopenaeus schmitti	1.3	154	21.5
Macrodon ancylodon	1.1	341	39
Ocyurus chrysurus	0.8	349	84
Sarda sarda	0.8	269	46
#N/D	0.6	292	85.3
Pomadasy s corvinaeformis	0.6	282	46
Trachinotus falcatus	0.3	341	55.3
Lutjanus griseus	0.3	236	45.4
Megalops atlanticus		805	210
Sphyraena barracuda		709	106
Seriola dumerili		924	105
Lobotes surinamensis		487	88
Bagre marinus		517	84.5
Ariopsis spp		726	83
Elops saurus		508	81
Sphyraena picudilla		422	51
Lutjanus mahogoni		349	50.5
Urbina coroides		214	49
Elagatis bipinnulata		392	48
Epinephelus itajara		369	48
Lutjanus jocu		360	47
Hexanematichthys proops		375	46
Mugil incilis		262	44.3
Mugil liza		434	43.5
Hexanematichthys bonillai		335	42.3
Cynoscion macrodon		321	41
Euthynnus alletteratus		317	40
Sphyraena guachancho		304	36.2
Chaetodipterus faber		195	34.5
Eugerres plumieri		255	31
Chloroscombrus chrysurus		218	29
Kyphosus incisor		238	24.9
Thunnus obesus		231	23.1
Farfantapenaeus brasiliensis		97	20
Gerres cinereus		171	20
Xiphopenaeus kroyeri		75	10.4
Melongena melongena		60	9.3
Crassostrea rhizophorae		49	6.5
Anomalocardia brasiliana		21	2.9
Total	853	397	210



Todas las especies del Caribe

Nota en la gráfica se muestran las especies más importantes

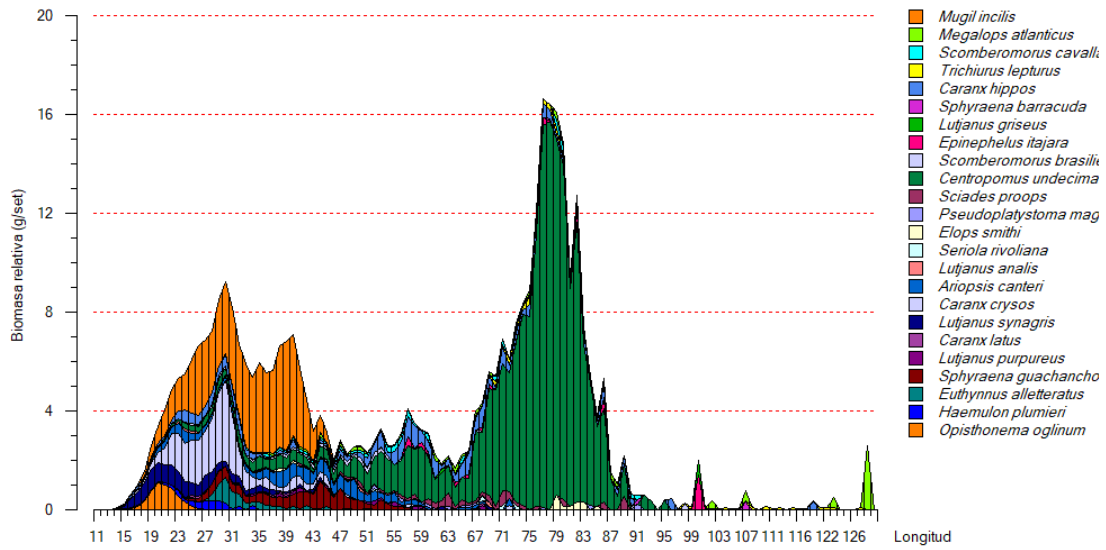


Figura 3-4. Composición de las capturas muestreadas en los centros de acopio y desembarco en la cuenca del Caribe durante el año 2019. Fuente SEPEC.

Tabla 3-4. Distribución de las especies por el aporte en biomasa con relaciona a las tallas obtenidas por los muestreos en los puntos de desembarco en la cuenca del Caribe colombiano durante el año 2019. Fuente SEPEC

Species	Total	Mean L (mm)	MAX L(cm)
Centropomus undecimalis	191.6	595	95.6
Mugil incilis	65.6	300	305
Caranx crysos	27.8	268	72.1
Caranx hippos	24.5	327	119.7
Ariopsis canteri	15.1	307	72.5
Sphyraena guachancho	13.4	366	67.7
Lutjanus synagris	11.4	249	69.1
Selar crumenophthalmus	9	257	34.7
Megalops atlanticus	8.1	579	211.6
Sciades proops	6.2	663	95.5
Scomberomorus cavalla	5.7	563	128.5
Opisthonema oglinum	5.3	209	29
Euthynnus alletteratus	5.1	319	63
Trichiurus lepturus	4.5	781	128.2
Epinephelus itajara	4.2	719	100.3
Eugerres plumieri	4	217	38.4
Scomberomorus brasiliensis	3.9	384	98.2
Haemulon plumieri	2.8	259	34.5
Elops smithi	2.2	489	88.4
Lutjanus purpureus	2	399	68.9
Centropomus spp.	2	239	45.7
Pseudoplatystoma magdaleniatum	1.8	552	91.8
Mugil liza	1.7	433	60.1
Centropomus ensiferus	1.6	234	40.9
Caranx latus	1.5	224	68.9
Lutjanus analis	1.1	409	73
Lutjanus griseus	0.9	381	100.5
Sorubim cuspicaudus	0.9	472	60.1
Sphyraena barracuda	0.8	657	111.8
Bagre marinus	0.8	443	63.1
Mugil spp.	0.8	350	51.2
Caranx ruber	0.8	311	37.4
Seriola rivoliana	0.7	555	78.6
Thunnus alalunga	0.6	355	62.5
Ocyurus chrysurus	0.4	284	59.7
Priacanthus arenatus	0.4	283	37.6
Gerres cinereus	0.3	236	38.1
Hoplias malabaricus	0.3	320	37.5
Sciades herzbergii	0.2	386	60.7
Lobotes surinamensis	0.2	451	50.6
Trachinotus carolinus	0.2	382	44.5
Seriola dumerili	0.2	361	43.5
Cynoscion leiarchus	0.2	240	34.3
Conodon nobilis	0.2	237	33.2
Chaetodipterus faber	0.2	171	29
Bairdiella ronchus	0.2	172	25.4
Centropomus pectinatus	0.1	492	61.8
Lutjanus jocu	0.1	540	54
Coryphaena hippurus	0.1	457	53
Trachinotus falcatus	0.1	368	43.5
Prochilodus magdalenae	0.1	279	42.5
Nebris microps	0.1	290	36.3
Haemulon aurolineatum	0.1	228	31.9
Mugil curema	0.1	267	31.7
Menticirrhus americanus	0.1	220	28.9
Cynoscion jamaicensis	0.1	232	26.4
Selene setapinnis	0.1	200	26.1
Cynoscion acoupa	0.1	224	25.8
Paralichthys brasiliensis	0.1	215	24.8
Chloroscombrus chrysurus	0.1	209	24.8
Caquetaia kraussii	0.1	189	22.1
Diapterus rhombeus	0.1	164	20.4
Lutjanus cyanopterus	0	529	66.4
Elagatis bipinnulata	0	600	60
Oligoplites saliens	0	273	45.8
Lutjanus mahogoni	0	405	40.5
Rhomboplites aurorubens	0	295	40
Cathorops mapale	0	244	29.2
Haemulon bonariense	0	252	27.2
Selene vomer	0	266	26.6
Lutjanus apodus	0	223	25.8
Umbrina coroides	0	231	24.9
Polydactylus virginicus	0	215	22.5
Eucinostomus argenteus	0	187	21
Anisotremus surinamensis	0	177	20.8
Haemulopsis corvinaeformis	0	139	20.4
Cyphocharax magdalenae	0	190	19.6
Stellifer microps	0	160	16
Larimus breviceps	0	149	14.9
Chirocentron bleekermanus	0	120	12
Lutjanus vivanus	0	447	65.8
Mycteroperca rubra	0	465	46.5
Pristipomoides aquilonaris	0	463	46.3
Calamus penna	0	355	37.2
Lutjanus buccanella	0	304	30.4
Total	433.2	326	305

3.1.3 Cuenca del Magdalena

La arteria fluvial más importante del país es la comprendida por el complejo hídrico de los ríos Magdalena y Cauca. Esta es el centro de desarrollo económico y social ya que comprende casi el 80% de los habitantes de Colombia. Desde el punto de vista geográfico influencia a 18 departamentos y 728 municipios.

Revisada la estructura de biomasa por tallas se encontró una gran diferencia entre los años 2007 a 2019, en el primero la estructura de las muestras presentó un amplio cubrimiento en la distribución de las especies, aunque hay un grupo principal entre los 18 a los 66 cm de Ls., se nota que las especies de mayor tamaño estuvieron ampliamente representadas; mientras que para el 2019 la composición se reduce a un grupo predominante entre los 14 a los 42 cm de Ls., la dominancia de las tallas menores está cumpliendo con el comportamiento de las pesquerías de agua dulce descrito para África en las evaluaciones de estos recursos de agua dulce (Jul-Larse, Kolding, Overa, Raakjaer Nielsen, & van Zwieten, 2003), este tipo de situaciones se ve la influencia de los cambios en la disponibilidad de los recursos, que indican claramente que después de algún tiempo las pesquerías terminan siendo afectada por las tallas menores. (Figura 3-5, Figura 3-6, Tabla 3-5, Tabla 3-6)

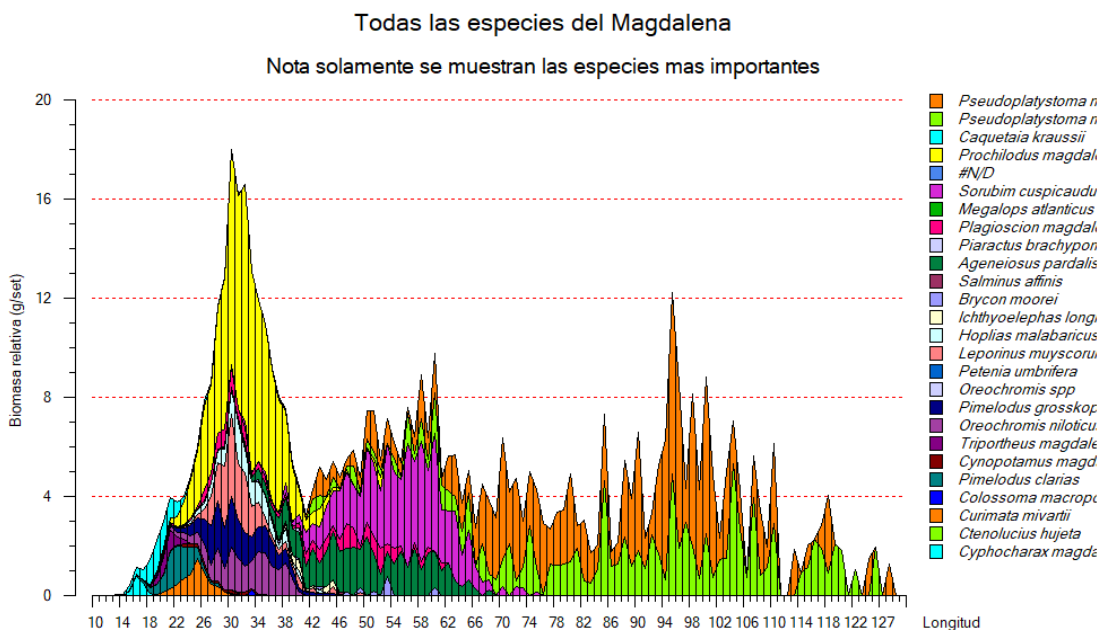


Figura 3-5. Composición de las capturas muestreadas en los centros de acopio y desembarco en la cuenca del Magdalena durante el año 2007. Fuente CCI.

Para el 2007 la importancia en la evaluación de las biomasa por tallas fue para el bagre rayado (*Pseudoplatystoma magdaleniatum*), el bocachico (*Prochilodus magdalenae*), el blanquillo (*Sorubim cuspicaudus*), la doncella (*Ageneiosus pardalis*), que representaron el 65% de las biomasa. Los cambios que se dieron para el año 2019 consistió en que el recurso más importante fue el bocachico (*Prochilodus magdalenae*), seguido por el bagre rayado (*P. magdaleniatum*), el blanquillo (*Sorubim cuspicaudus*), ingresa a este sistema la aparición de la

tilapia como una especie exótica (*Oreochromis niloticus*), indicando que las especies que se le adicionan al ecosistema puede llegar a ser parte importante del ecosistema (Figura 3-5, Tabla 3-5)

Tabla 3-5. Distribución de las especies por el aporte en biomasa con relaciona a las tallas obtenidas por los muestreos en los puntos de desembarco en la cuenca de la cuenca del Magdalena colombiano durante el año 2007. Fuente CCI.

Species	Total	Mean L (mm)	MAX L(cm)
<i>Pseudoplatystoma magdaleniatum</i>	170	679	138
<i>Prochilodus magdalenae</i>	90.4	298	110.5
<i>Sorubim cuspicaudus</i>	66.9	520	85.7
<i>Ageneiosus pardalis</i>	40.1	419	72
<i>Pimelodus grosskopfii</i>	19.3	298	45.9
<i>Leporinus muyscorum</i>	18.3	295	49
<i>Oreochromis niloticus</i>	18.1	299	44
<i>Plagioscion magdalenae</i>	15.2	356	77
<i>Hoplias malabaricus</i>	10.5	317	52.4
<i>Pimelodus clarias</i>	7.9	205	34
<i>Caquetaia kraussii</i>	6.6	197	117.8
<i>Curimata mivartii</i>	6	238	31
<i>Brycon moorei</i>	2.4	449	65.4
<i>Triportheus magdalenae</i>	2.4	209	43.5
<i>Ichthyoelephas longirostris</i>	1.8	377	58.5
<i>Cyphocharax magdalenae</i>	1.6	165	19.5
<i>Cynopotamus magdalenae</i>	1.4	246	38
<i>Piaractus brachypomus</i>	0.3	521	74.5
<i>Colossoma macropomum</i>	0.2	330	33
<i>Salminus affinis</i>	0.1	272	68.4
sin indentificar		765	87.6
<i>Megalops atlanticus</i>		731	84
<i>Petenia umbrifera</i>		307	49
<i>Oreochromis spp</i>		298	49
<i>Ctenolucius hujeta</i>		249	30.2
Total	565.1	333	138



Todas las especies del Magdalena

Nota en la gráfica se muestran las especies más importantes

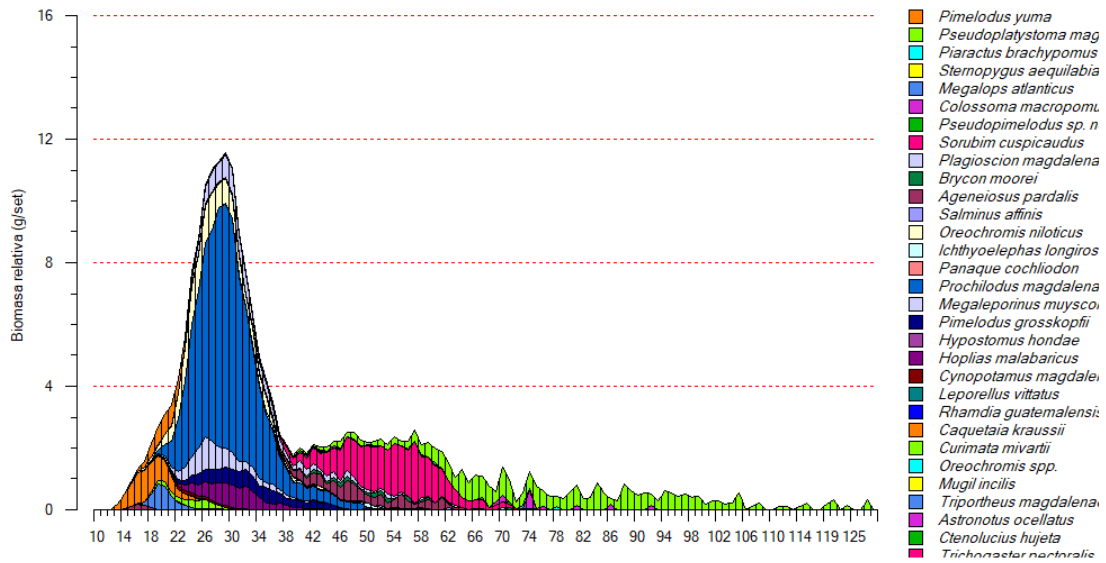


Figura 3-6. Composición de las capturas muestreadas en los centros de acopio y desembarco en la cuenca del Magdalena durante el años 2019. Fuente SEPEC.

Tabla 3-6. Distribución de las especies por el aporte en biomasa con relaciona a las tallas obtenidas por los muestreos en los puntos de desembarco en la cuenca de la cuenca del Magdalena colombiano durante el año 2019. Fuente CCI.

Species	Total	Mean L (mm)	MAX L(cm)
<i>Prochilodus magdalenae</i>	79.2	280	56.5
<i>Pseudoplatystoma magdaleniatum</i>	28.7	715	139.4
<i>Sorubim cuspicaudus</i>	28.6	533	78.3
<i>Oreochromis niloticus</i>	13.2	257	64.5
<i>Plagioscion magdalenae</i>	9.4	334	76.1
<i>Ageneiosus pardalis</i>	8.6	466	70
<i>Megaleporinus muyscorum</i>	8.3	275	53.7
<i>Pimelodus grosskopfii</i>	8.3	301	50.5
<i>Hoplias malabaricus</i>	7.6	292	48.3
<i>Caquetaia kraussii</i>	7	173	34.5
<i>Pimelodus yuma</i>	4.2	209	220.2
<i>Triportheus magdalenae</i>	3	199	25.9
<i>Brycon moorei</i>	2.1	463	71.3
<i>Curimata mivartii</i>	2	246	33.4
<i>Colossoma macropomum</i>	1.8	618	92.4
<i>Ichthyoelephas longirostris</i>	1.4	375	61
<i>Pseudopimelodus sp. nov.</i>	1	386	85.3
<i>Cynopotamus magdalenae</i>	0.9	239	37.4
<i>Salminus affinis</i>	0.6	450	69.5
<i>Piaractus brachypomus</i>	0.5	660	99
<i>Cyphocharax magdalenae</i>	0.5	166	20.9
<i>Leporellus vittatus</i>	0.1	275	36.1
<i>Oreochromis spp.</i>	0.1	253	29.9
<i>Sternopygus aequilabiatus</i>	0	855	95
<i>Megalops atlanticus</i>	0	764	94
<i>Hypostomus hondae</i>	0	347	48.5
<i>Mugil incilis</i>	0	269	29.3
<i>Astronotus ocellatus</i>	0	234	24.6
<i>Ctenolucius hujeta</i>	0	206	24.6
<i>Trichogaster pectoralis</i>	0	191	21.5
<i>Trachelyopterus insignis</i>	0	215	21.5
<i>Andinoacara latifrons</i>	0	205	21
<i>Panaque cochliodon</i>		589	58.9
<i>Rhamdia guatemalensis</i>		352	35.2
Total	217.1	318	220.2

3.1.4 Cuenca del Amazonas

Aunque la influencia de Colombia sobre el río Amazonas es muy baja, si tiene influencia en los ríos tributarios río Putumayo, el Caquetá y el Vaupés. Las diferencias entre el 2007 y el 2019, son bastante claras, ya que para el 2007, los muestreos mostraron la diferencia entre las diferentes especies, ya que las capturas fueron casi que dirigidas hacia tallas específicas, que mostraron como las artes de pesca utilizados en esos años tenían un sistema de selectividad muy diferenciadas, mientras que ese comportamiento se pierde para el 2019, donde las artes de pesca son más uniformes; este sistema mostró como las mediciones de biomasa tuvieron cambios importantes, puesto que los rendimientos para el 2007 fueron un 80% superiores a los registrados para el 2019. De la misma manera, el rango de tallas fue más estrecho en el 2009 con un rango entre 10 a 100 cm de Ls., ya para el 2019 este rango se amplió entre 16 a 190 cm de Ls., y una concentración de los grupos de especies en las tallas 16 a 130 cm de Ls., este aumento en el sistema muestra que las pesquerías están en una fase de ascenso con un desarrollo más acelerado. (Figura 3-7, Figura 3-8, Tabla 3-7, Tabla 3-8)

De otra parte, para el 2007, el 87% de la biomasa muestreada se concentró en el valentón (*Brachyplatystoma filamentosum*), bagre rayado (*Pseudoplatystoma fasciatum*), tucunaré (*Cichla* sp) y el guaracu (*Leporinus* sp.). esta estructura cambio diametralmente para el 2019 ya que se pasó de un reporte de 16 especies a un reporte de 76; donde el 80% de los muestreos en biomasa se dieron para el valentón (*B. filamentosum*), el bagre rayado (*Pseudoplatystoma punctifer*) dorado plateado (*Brachyplatystoma rousseauxii*), el amarillo (*Zungaro zungaro*), el bagre tigre (*Pseudoplatystoma tigrinum*) y el barbudo (*Leiarius marmoratus*) (Figura 3-7, Tabla 3-7).



Figura 3-7. Composición de las capturas muestreadas en los centros de acopio y desembarco en la cuenca de la Amazonía durante el año 2007. Fuente CCI.

Tabla 3-7. Distribución de las especies por el aporte en biomasa con relaciona a las tallas obtenidas por los muestreos en los puntos de desembarco en la cuenca de la Amazonía colombiano durante el año 2007. Fuente CCI.

Especies	Total	Mean L (mm)	MAX L(cm)
Brachyplatystoma filamentosum	661.3	841	114
Pseudoplatystoma fasciatum	256.6	662	95
Cichla sp.	182.7	580	70
Leporinus sp	58	332	39
sin identificar	50.5	398	53
Hydrolycus scomberoides	31.2	525	63
Myleus sp	22.3	288	39
Brachyplatystoma vaillantii	18.6	490	49
Piaractus brachypomus	16.4	420	60
Crenicichla lenticulata	15	370	38
Trachycorystes sp	7	215	22
Plagioscion squamosissimus		630	63
Ageneiosus inermis		443	52
Hoplias malabaricus		460	50
Rhamdia wagneri		325	37
Serrasalmus sp.		300	30
Total	1319.6	536	114

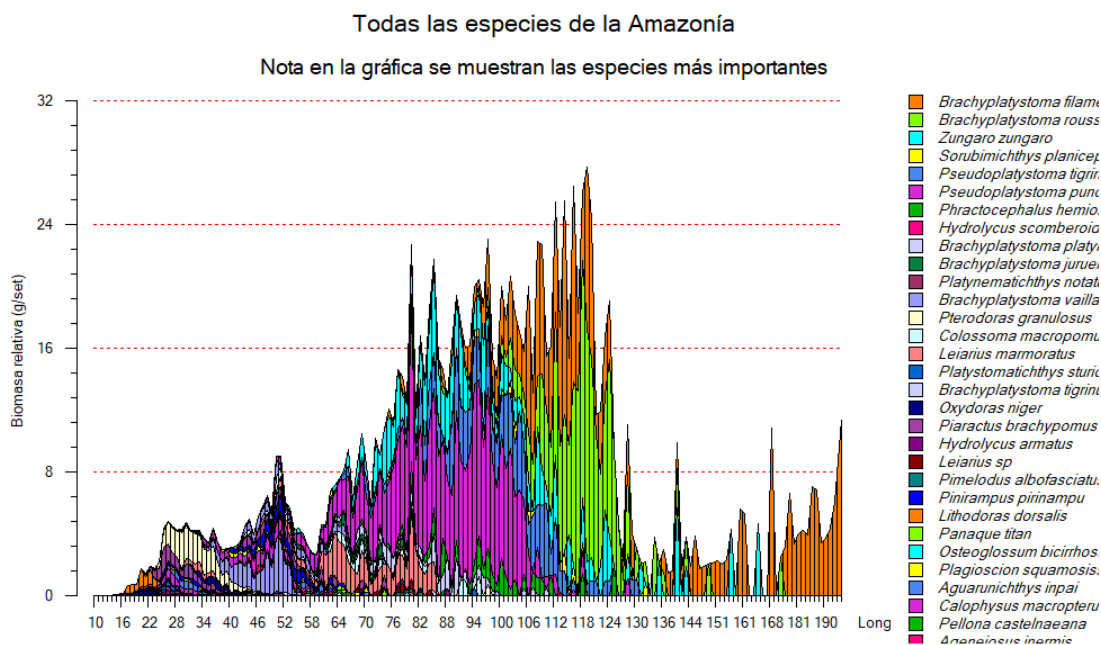


Figura 3-8. Composición de las capturas muestreadas en los centros de acopio y desembarco en la cuenca de la Amazonía durante el años 2019. Fuente SEPEC.

Tabla 3-8. Distribución de las especies por el aporte en biomasa con relaciona a las tallas obtenidas por los muestreos en los puntos de desembarco en la cuenca de la cuenca de la Amazonía colombiano durante el año 2019. Fuente SEPEC.

Species	Total	Mean L (mm)	MAX L(cm)
Brachyplatystoma filamentosum	292.6	1189	222.1
Pseudoplatystoma punctifer	276.6	768	128.4
Brachyplatystoma rousseauxii	211.1	1164	174.5
Zungaro zungaro	152.6	850	168.7
Pseudoplatystoma tigrinum	115.9	901	131.1
Leiarius marmoratus	50.6	670	95.3
Phractocephalus hemiliopterus	32.5	893	125.3
Brycon amazonicus	29.1	314	58.1
Brachyplatystoma platyneumum	26.1	718	110
Prochilodus rubrotaeniatus	25.9	309	57.5
Colossoma macropomum	15.1	576	95.6
Brachyplatystoma vaillantii	14.4	522	99.5
Calophysus macropterus	14	430	68.9
Sorubimichthys planiceps	11.8	925	133.9
Pinirampus pirinampu	11.3	495	80.4
Prochilodus nigricans	11.3	283	51.3
Piaractus brachypomus	10.4	473	88.9
Brachyplatystoma juruense	7.7	660	109.9
Mylossoma albiscopum	5.7	185	42.3
Brycon melanopterus	4.3	227	36.6
Plagioscion squamosissimus	4	427	70.5
Salminus hilarii	3.7	337	52.4
Leporinus subniger	3.4	301	38.4
Brycon hilarii	3.3	330	57.3
Leiarius sp	3	762	85.5
Aguarunichthys inpai	2.9	569	70.4
Ageneiosus inermis	2.6	430	65
Panaque titan	2.4	558	79.4
Schizodon fasciatus	2.1	313	43.4
Platynematchthys notatus	1.8	625	102.4
Pimelodus blochii	1.7	204	29.3
Pimelodus albofasciatus	1.6	553	82.8
Cichla monoculus	1.4	343	58.1
Hydrolycus armatus	1.3	685	88.5
Sorubim lima	1.3	508	63.3
Pterodoras granulosis	1.2	724	97.1
Semaprochilodus insignis	1.2	250	29.5
Pellona castelnaeana	1	588	66.5
Brycon falcatus	0.8	258	29
Astronotus ocellatus	0.8	239	29
Hoplias malabaricus	0.7	329	39.5
Mylossoma aureum	0.7	258	36.2
Hypophthalmus edentatus	0.6	368	55.1
Platystomatichthys sturio	0.5	818	94.6
Brachyplatystoma tigrinum	0.4	840	93.2
Osteoglossum bicirrhosum	0.4	500	79.2
Pellona flavipinnis	0.4	548	64.1
Leporinus sp.	0.4	327	36.2
Leporinus friderici	0.4	276	31.5
Oxydoras niger	0.3	783	89.4
Hemisorubim platyrhynchos	0.3	466	55.8
Brycon sp.	0.3	261	28
Hydrolycus scomberoides	0.2	611	113
Lithodoras dorsalis	0.2	803	80.3
Auchenipterus nuchalis	0.2	441	44.4
Cichla orinocensis	0.2	329	35.6
Pterygoplichthys pardalis	0.1	475	47.5
Leporinus wolfei	0.1	259	31.2
Hypostomus niceforoi	0.1	254	30.6
Curimata spp.	0.1	183	30.2
Potamorhina altamazonica	0.1	82	29.4
Myloplus asterias	0.1	220	24
Pygocentrus nattereri	0.1	168	18
Rhaphiodon vulpinus	0	507	57.5
Megalonema sp.	0	399	50.6
Pimelodina flavipinnis	0	415	41.5
Pimelodus ornatus	0	324	40.5
Hypophthalmus marginatus	0	111	33.4
Hypostomus oculeus	0	240	26.4
Cichla temensis	0	218	22.1
Potamorhina pristigaster	0	126	21.2
Myloplus rubripinnis	0	205	20.5
Hoplosternum littorale	0	201	20.1
Metynnis lippincottianus	0	187	19.2
Chaetobranchus flavescens	0	175	18.3
Spatuloricaria caquetae	0	345	34.5
Total	1367.3	485	222.1

3.1.5 Cuenca del Atrato

Este sistema ecológico cobra importancia desde que la región del Choco es considerada como una de las zonas de mayor biodiversidad del planeta, por ello se consideró evaluar el impacto de las biomazas por grupos de tallas. Para el 2007 la composición del sistema fue bastante uniforme con un rango de tallas entre los 22 a los 55 cm de Ls., este rango se amplía para el 2019 entre los 20 a los 73 cm de Ls., (Figura 3-9, Figura 3-10, Tabla 3-9, Tabla 3-10).

En cuanto a la composición de las especies el 2007 de las 6 especies muestreadas el bocachico (*P. magdalenae*), el moncholo (*Hoplias malabaricus*) y la doncella (*Ageneiosus pardalis*) representaron el 77% de la biomasa muestreada; esta composición cambio para el 2019 la diversidad aumento y por lo tanto el 93% de los recursos estuvieron concentrados en el bocachico (*P. magdalenae*), la mueluda (*Megaleporinus muyscorum*), moncholo (*Hoplias malabaricus*), doncella (*Ageneiosus pardalis*) y la mojarra amarilla (*Caquetaia kraussi*) (Figura 3-9, Tabla 3-9).

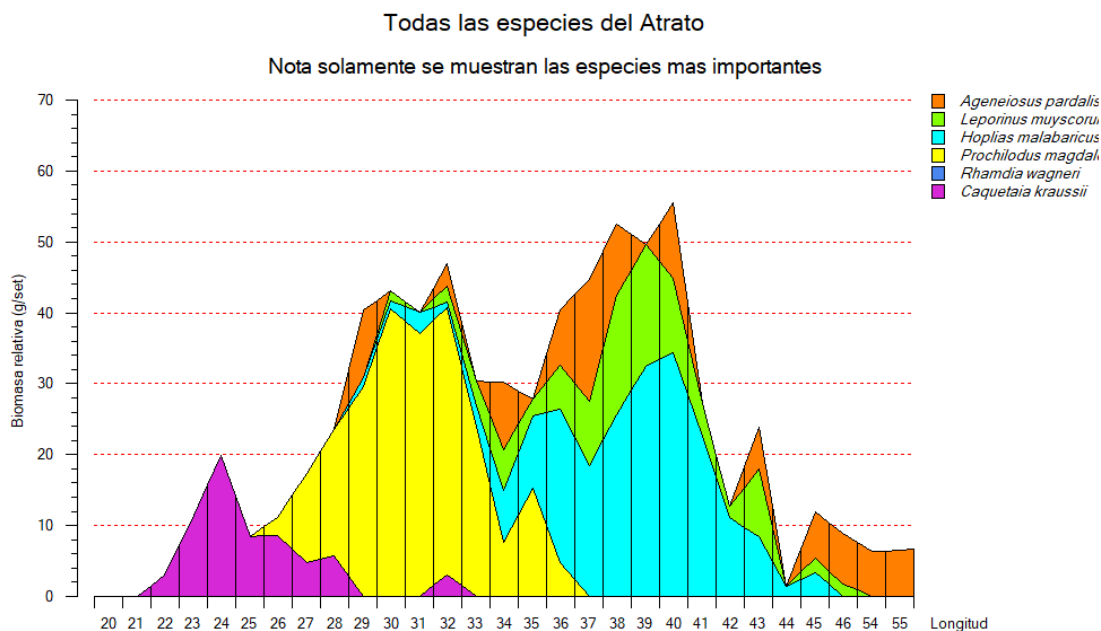


Figura 3-9. Composición de las capturas muestreadas en los centros de acopio y desembarco en la cuenca del Atrato durante el año 2007. Fuente CCI.

Tabla 3-9. Distribución de las especies por el aporte en biomasa con relaciona a las tallas obtenidas por los muestreos en los puntos de desembarco en la cuenca del Atrato colombiano durante el año 2007. Fuente CCI.

Species	Total	Mean L (mm)	MAX L(cm)
<i>Prochilodus magdalenae</i>	229.6	303	37
<i>Hoplias malabaricus</i>	206	377	45.1
<i>Ageneiosus pardalis</i>	100.2	363	55
<i>Leporinus muyscorum</i>	94.6	378	46
<i>Caquetaia kraussii</i>	65	250	32.5
<i>Rhamdia wagneri</i>		321	35
Total	695.5	321	55



Figura 3-10. Composición de las capturas muestreadas en los centros de acopio y desembarco en la cuenca del Atrato durante el años 2019. Fuente SEPEC.

Tabla 3-10. Distribución de las especies por el aporte en biomasa con relaciona a las tallas obtenidas por los muestreos en los puntos de desembarco en la cuenca de la cuenca del Atrato colombiano durante el año 2019. Fuente SEPEC.

Species	Total	Mean L (mm)	MAX L(cm)
Total	456.9	296	73.3
<i>Prochilodus magdalenae</i>	196.9	270	40.6
<i>Megaleporinus muyscorum</i>	147.3	329	53.1
<i>Hoplias malabaricus</i>	64.3	361	56.3
<i>Ageneiosus pardalis</i>	18.9	371	73.3
<i>Caquetaia kraussii</i>	11.6	230	29.7
<i>Pseudopimelodus sp. nov.</i>	7	402	66.2
<i>Rhamdia guatemalensis</i>	3.7	313	36.1
<i>Pimelodus punctatus</i>	2.7	255	36.2
<i>Kronoheros umbrifer</i>	1.7	269	38
<i>Brycon moorei</i>	1.2	304	34.7
<i>Brycon sinuensis</i>	0.5	615	61.5
<i>Pimelodus sp.</i>	0.4	380	41.6
<i>Notarius bonillai</i>	0.3	378	48.9
<i>Pseudocurimata lineopunctata</i>	0.2	185	21.3
<i>Colossoma macropomum</i>	0.1	303	30.3
<i>Geophagus pellegrini</i>	0.1	187	21.1
Total	913.8	320.5	73.3

3.1.6 Cuenca de la Orinoquia

Esta cuenca tiene una superficie de 991.587 km², de los cuales 347.165 km², están dentro del territorio colombiano. Se le considera el tercer río más caudalosos del mundo. Nace en Venezuela en la Sierra Parima cerca de la frontera con Brasil y en su recorrido bordea el escudo Guayanés para desembocar en el Océano Atlántico.

Las pesquerías de este sistema comprenden una alta diversidad de peces que al comparar sus rendimientos de biomasa por tallas se encontró que en el 2007 los rangos de tallas estuvieron entre los 17 cm de Ls., hasta los 200 cm de Ls., en los muestreos las biomasa de las especies fueron representativas en casi todas las tallas; mientras que para el 2019 se notaron dos grupos importantes el primero entre el rango de tallas de 20 a los 108 cm de Ls., y un segundo grupo entre los 108 hasta los 150 cm de Ls., sorprendentemente, para este último año los peces de mayor tamaño representaron las biomasa más altas, ya que casi siempre se espera que sea al revés (Jul-Larse, Kolding, Overa, Raakjaer Nielsen, & van Zwieten, 2003). Lo anterior podría indicar que por el aislamiento de la ecorregión los recursos naturales se encuentran en un estado de desarrollo estable ()

Para el 2007, los aportes en biomasa por especies estuvieron representados en 89% por las especies bagre dorado (*Brachyplatystoma rousseauxii*), bagre rayado (*Pseudoplatystoma*



orinocoense), amarillo (*Zungaro zungaro*), bagre tigre (*P. metense*), valentón (*P. filamentosum*), blancopobre (*B. vaillantii*), cachama blanca (*Piaractus brachypomus*), cachama (*Colossoma macropomum*), sapuara (*Semaprochilodus laticeps*), yaque (*Leiarius marmoratus*) pacora o curvinata (*Plagioscion squamosissimus*) y el yamú (*Brycon sp.*); de otra parte, para el 2019 el 88% de las biomazas muestreadas correspondió al amarillo (*Z. zungaro*) dorado (*B. rousseauxii*), bagre tigre (*P. metense*), bagre rayado (*P. orinocoense*), (*B. platynemum*), baboso (*B. platynemum*) y cachama blanca (*Piaractus brachypomus*). ()

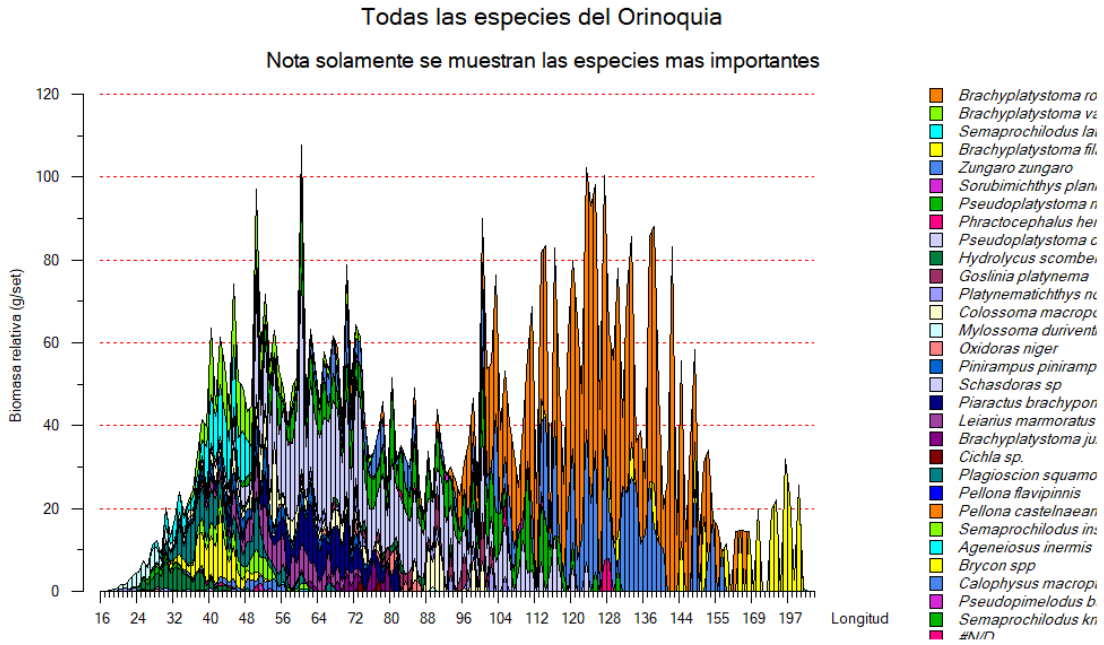


Figura 3-11. Composición de las capturas muestreadas en los centros de acopio y desembarco en la cuenca de la Orinoquia durante el año 2007. Fuente CCI.

Tabla 3-11. Distribución de las especies por el aporte en biomasa con relaciona a las tallas obtenidas por los muestreos en los puntos de desembarco en la cuenca de la Orinoquia colombiano durante el año 2007. Fuente CCI.

Species	Total	Mean L (mm)	MAX L(cm)
<i>Brachyplatystoma rousseauxii</i>	1869.2	1207	1129
<i>Pseudoplatystoma orinocoense</i>	980.6	650	123
<i>Zungaro zungaro</i>	757.9	947	156
<i>Pseudoplatystoma metense</i>	495.3	757	133
<i>Brachyplatystoma filamentosum</i>	271.1	1516	200
<i>Brachyplatystoma vaillantii</i>	217	487	784
<i>Piaractus brachypomus</i>	200.5	601	81
<i>Colossoma macropomum</i>	191.1	544	100
<i>Semaprochilodus laticeps</i>	166.4	421	475
<i>Leiarius marmoratus</i>	155.6	518	79
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	147.1	402	73
<i>Brycon spp</i>	104.1	408	60
<i>Pinirampus pinirampu</i>	94.3	480	81
<i>Goslinia platynema</i>	77.9	778	105
<i>Semaprochilodus insignis</i>	67.1	445	61
<i>Prochilodus mariae</i>	62.8	321	49
<i>Platynemathichthys notatus</i>	51.5	712	105
<i>Mylossoma duriventre</i>	41.4	258	89
<i>Brachyplatystoma juruense</i>	38.5	689	79
<i>Sorubimichthys planiceps</i>	37.1	906	138
<i>Hydrolycus scomberoides</i>	32.2	657	105
<i>Calophysus macropterus</i>	30.9	450	60
<i>Phractocephalus hemioliopterus</i>	29.2	922	128
<i>Oxidoras niger</i>	26.9	674	86
<i>Semaprochilodus kneri</i>	11.3	304	55
<i>Cichla sp.</i>	8.4	456	77
<i>Pygocentrus cariba</i>	7.9	265	45
sin identificar	5.2	330	50
<i>Pseudopimelodus bufonius (cf)</i>	2.7	547	58
<i>Schasdoras sp</i>	2.3	638	81
<i>Ageneiosus inermis</i>	2.2	494	61
<i>Serrasalmus rhombeus</i>	1.3	267	31
<i>Potamorhina altamazonica</i>	0.1	333	36
<i>Leporinus agassizzi</i>	0.1	350	35
<i>Pellona flavipinnis</i>		610	68
<i>Pellona castelnaeana</i>		670	67
<i>Sorubim lima</i>		393	50
<i>Brycon siebenthalae</i>		411	47
<i>Pimelodus blochii</i>		241	28
Total	6187.3	554	1129



Todas las especies de la Orinoquia

Nota en la gráfica se muestran las especies más importantes

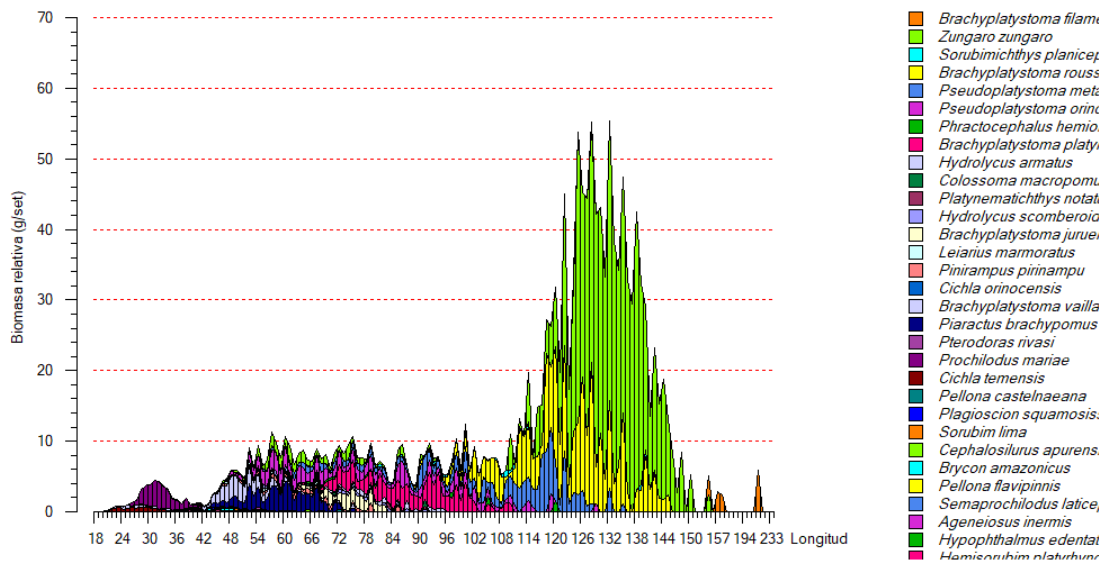


Figura 3-12. Composición de las capturas muestreadas en los centros de acopio y desembarco en la cuenca de la Orinoquia Atrato durante el año 2019. Fuente SEPEC.

Tabla 3-12. Distribución de las especies por el aporte en biomasa con relaciona a las tallas obtenidas por los muestreos en los puntos de desembarco en la cuenca de la cuenca del Atrato colombiano durante el año 2019. Fuente SEPEC.

Species	Total	Mean L (mm)	MAX L(cm)
Zungaro zungaro	757	1005	158.5
Brachyplatystoma rousseauxii	290.8	1127	145.6
Pseudoplatystoma metaense	134.1	818	138
Pseudoplatystoma orinocoense	94.9	699	130.2
Brachyplatystoma platynemum	90.4	827	114.4
Piaractus brachypomus	56.9	560	84
Brachyplatystoma vaillantii	32.1	510	84
Prochilodus mariae	28.3	309	80.6
Brachyplatystoma juruense	24.8	736	97.2
Brachyplatystoma filamentosum	16	1531	233.5
Pinirampus pirinampu	13.6	596	92.5
Sorubimichthys planiceps	11.5	1029	155.5
Hydrolycus armatus	11	646	107
Hydrolycus scomberoides	8.1	696	97.2
Mylossoma aureum	6.3	272	38.2
Leiarius marmoratus	6.2	523	97
Phractocephalus hemiliopterus	5.9	631	120.7
Mylossoma albiscopum	3.8	272	41
Brycon amazonicus	2.4	401	64
Platynemichthys notatus	2.2	622	99
Colossoma macropomum	1.8	619	104.4
Brycon sp.	1.6	410	55.4
Sorubim lima	1.4	447	68.5
Plagioscion squamosissimus	1.3	513	73.5
Cichla orinocensis	0.7	516	92.3
Pellona castelnaeana	0.7	590	76.4
Pimelodina flavipinnis	0.6	401	57.8
Pterodoras rivasi	0.5	655	82.6
Pellona flavipinnis	0.4	567	62.1
Ageneiosus inermis	0.4	425	59.4
Calophysus macropterus	0.4	470	58
Cephalosilurus apurensis	0.3	602	65
Hemisorubim platyrhynchus	0.3	428	58
Hypophthalmus edentatus	0.2	483	58.4
Pygocentrus cariba	0.2	290	42.5
Semaprochilodus laticeps	0.1	408	60.2
Pimelodus blochii	0.1	256	38.2
Astronotus ocellatus	0.1	268	30.7
Duopalatinus peruanus	0	378	47.5
Megalonema platycephalum	0	360	41
Exallodontus aguanai	0	280	30.2
Cichla temensis		469	77.8
Panaque nigrolineatus		452	45.2
Leporinus agassizii		440	44
Leporinus sp.		410	41
Schizodon scotorhabdotus		389	39.3
Leporinus friderici		330	38.2
Semaprochilodus kneri		329	35.6
Pimelodus sp.		237	27.4
Total	1607.6	626	233.5

3.2 Estimación de la biodiversidad de la pesca en el año 2019

Dependiendo de los muestreo realizados en cada una de las cuencas donde se realiza la pesca, se estimó el Índice de Abundancia Relativa (IRI), donde se encontró que para el Pacífico que las especies más representativa en peso fueron la Corvina (*Cynoscion albus*); seguido de la pelada blanca (*Cynoscion phoxocephalus*) y la picuda (*Sphyraena ensis*); mientras que la composición en cantidad por número de individuos fue comandada por el gualajo (*Centropomus armatus*) seguido por la pelada blanca y por la picuda (*S. ensis*). Los índices en general la diversidad fueron de 2.85 y de uniformidad relativa fue de 0.73. (Figura 3-13, Tabla 3-13)

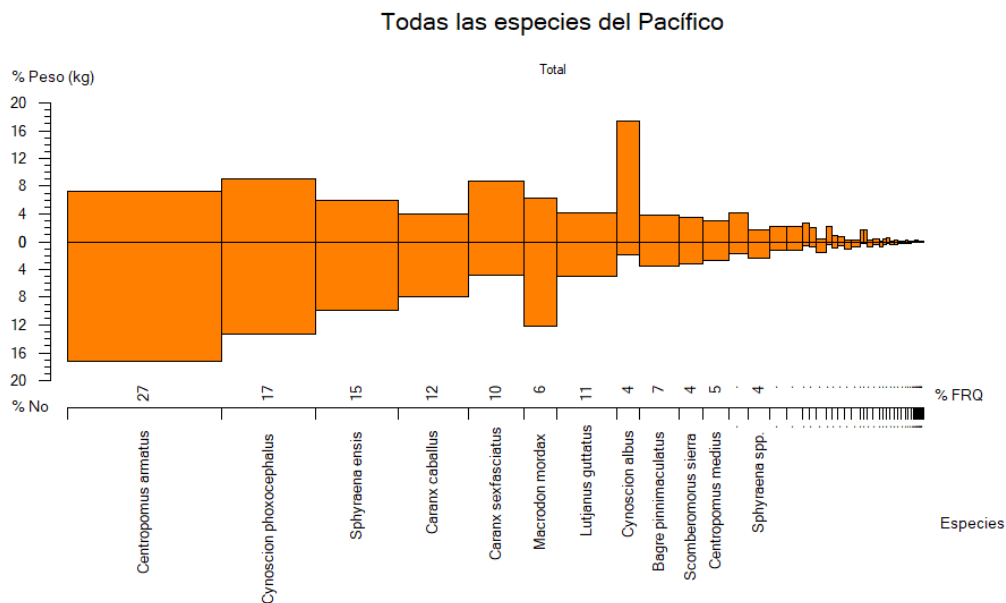


Figura 3-13. Composición de la biodiversidad en peso y en número relacionada con los muestreos en puerto de los recursos pesqueros del Pacífico colombiano.

Tabla 3-13. Composición de la diversidad de los recursos pesqueros muestreados en el Pacífico colombiano.

Especies	No	% No	Weight (kg)	% Weight	FRQ	% FRQ	IRI	% IRI	H'	J'
Centropomus armatus	448	17.2	142.228	7.2	269	27.1	663	32.9		0.303
Cynoscion phoxocephalus	347	13.3	177.014	9	165	16.6	372	18.4		0.269
Sphyraena ensis	259	10	117.886	6	145	14.6	233	11.6		0.23
Caranx caballus	205	7.9	78.632	4	123	12.4	147	7.3		0.2
Caranx sexfasciatus	125	4.8	169.878	8.7	98	9.9	133	6.6		0.146
Macrodon mordax	316	12.1	122.945	6.3	58	5.8	108	5.3		0.256
Lutjanus guttatus	131	5	81.95	4.2	105	10.6	97	4.8		0.15
Cynoscion albus	48	1.8	340.365	17.3	39	3.9	75	3.7		0.074
Bagre pinnimaculatus	90	3.5	76.264	3.9	70	7.1	52	2.6		0.116
Scomberomorus sierra	82	3.2	67.705	3.4	41	4.1	27	1.4		0.109
Centropomus medius	69	2.7	58.594	3	45	4.5	26	1.3		0.096
Epinephelus spp.	44	1.7	80.848	4.1	34	3.4	20	1		0.069
Sphyraena spp.	61	2.3	34.201	1.7	38	3.8	16	0.8		0.088
Lobotes pacificus	32	1.2	43.338	2.2	29	2.9	10	0.5		0.054
Lutjanus argentiventris	32	1.2	42.783	2.2	28	2.8	10	0.5		0.054
Lutjanus novemfasciatus	13	0.5	52.849	2.7	12	1.2	4	0.2		0.026
Caranx caninus	17	0.7	39.011	2	13	1.3	3	0.2		0.033
Larimus spp.	42	1.6	7.371	0.4	17	1.7	3	0.2		0.067
Thunnus albacares	12	0.5	41.931	2.1	10	1	3	0.1		0.025
Lutjanus peru	22	0.8	16.88	0.9	11	1.1	2	0.1		0.04
Lutjanus colorado	14	0.5	15.885	0.8	12	1.2	2	0.1		0.028
Anisotremus spp.	27	1	4.4	0.2	12	1.2	2	0.1		0.047
Polydactylus opercularis	20	0.8	4.54	0.2	14	1.4	1	0.1		0.037
Centropomus spp.	8	0.3	32.36	1.6	6	0.6	1	0.1		0.018
Seriola rivoliana	6	0.2	33.814	1.7	6	0.6	1	0.1		0.014
Bagre panamensis	18	0.7	6.37	0.3	11	1.1	1	0.1		0.034
Lutjanus aratus	11	0.4	8.172	0.4	11	1.1	1	0		0.023
Nebris occidentalis	17	0.7	3.12	0.2	7	0.7	1	0		0.033
Notarius troschelii	10	0.4	9.18	0.5	6	0.6	1	0		0.021
Notarius spp.	7	0.3	10.28	0.5	6	0.6	0	0		0.016
Polydactylus approximans	10	0.4	2.93	0.1	7	0.7	0	0		0.021
Cynoscion squamipinnis	10	0.4	4.134	0.2	6	0.6	0	0		0.021
Haemulon flaviguttatum	8	0.3	3.09	0.2	7	0.7	0	0		0.018
Caulolatilus affinis	7	0.3	1.089	0.1	7	0.7	0	0		0.016
Euthynnus lineatus	5	0.2	4.996	0.3	5	0.5	0	0		0.012
Bairdiella ensifera	5	0.2	0.58	0	5	0.5	0	0		0.012
Menticirrhus spp.	4	0.2	1.96	0.1	4	0.4	0	0		0.01
Parapsettus panamensis	3	0.1	1.1	0.1	3	0.3	0	0		0.008
Centropomus viridis	2	0.1	3.421	0.2	2	0.2	0	0		0.006
Sciades dowii	2	0.1	5.81	0.3	1	0.1	0	0		0.006
Elagatis bipinnulata	2	0.1	2.012	0.1	2	0.2	0	0		0.006
Tylosurus crocodilus fodiator	2	0.1	4.5	0.2	1	0.1	0	0		0.006
Diapterus peruvianus	2	0.1	0.41	0	2	0.2	0	0		0.006
Trachinotus kennedyi	1	0	1.28	0.1	1	0.1	0	0		0.003
Epinephelus analogus	1	0	1.26	0.1	1	0.1	0	0		0.003
Katsuwonus pelamis	1	0	1.2	0.1	1	0.1	0	0		0.003
Cyclopsetta querna	1	0	0.68	0	1	0.1	0	0		0.003
Seriola peruana	1	0	0.619	0	1	0.1	0	0		0.003
Hemiramphus saltator	1	0	0.48	0	1	0.1	0	0		0.003
Anisotremus interruptus	1	0	0.453	0	1	0.1	0	0		0.003
Total	2,602.00	100.00	1,962.80	100.00	-	-	2,017.00	100.00	2.85	0.73

Para el Caribe la diversidad se comportó de la siguiente manera las especies más representativas en cuanto al peso fueron el robalo blanco (*Centropomus undecimalis*), seguido por la lisa rayada (*Mugil incilis*), las demás especies no son tan importantes como las mencionadas; cuando se miró la cantidad, en número, se encontró que los recursos más abundantes fueron la lisa rayada, seguida por la cojinúa negra (*Caranx crysos*) y el pargo chino (*Lutjanus synagris*). Los índices en general la diversidad fueron de 2.67 y de uniformidad relativa fue de 0.60.

En cuanto a los recursos continentales la cuenca del amazonas mostró que los recursos más representativos, en peso, fueron el bagre (*Pseudoplatystoma filamentosum*), el bagre rayado (*P. punctifer*) y el dorado plateado (*Brachyplatistoma rousseauxii*) y el amarillo (*Zungaro zungaro*);

mientras que revisando este proporción por el número de individuos el bocachico (*Prochilodus rubrotaeniatus*) seguido por el bagre rayado (*P. punctifer*) y el bocachico cola negra (*P. nigricans*). Los índices en general la diversidad fueron de 3.145 y de uniformidad relativa fue de 0.73. (Figura 3-14, Tabla 3-14)

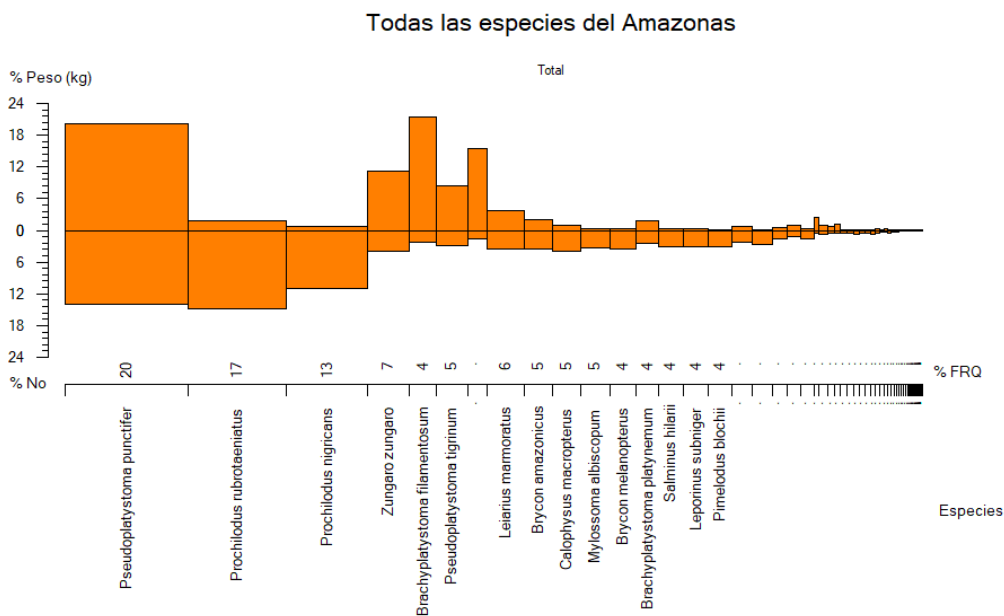


Figura 3-14. Composición de la biodiversidad en peso y en número relacionada con los muestreos en puerto de los recursos pesqueros de la Amazonía colombiana.

Tabla 3-14. Composición de la diversidad de los recursos pesqueros muestreados en la Amazonía colombiana.

Species	No	% No	Weight (kg)	% Weight	FRQ	% FRQ	IRI	% IRI	H'	J'
<i>Pseudoplatystoma punctifer</i>	2095	14	4465.692	20.2	1428	20.4	698	41.2	0.275	
<i>Prochilodus rubrotaeniatus</i>	2227	14.9	418.075	1.9	1157	16.5	277	16.4	0.284	
<i>Prochilodus nigricans</i>	1631	10.9	182.322	0.8	935	13.3	156	9.2	0.242	
<i>Zungaro zungaro</i>	595	4	2462.825	11.2	499	7.1	108	6.4	0.128	
<i>Brachyplatystoma filamentosum</i>	330	2.2	4722.727	21.4	306	4.4	103	6.1	0.084	
<i>Pseudoplatystoma tigrinum</i>	442	3	1870.667	8.5	371	5.3	60	3.6	0.104	
<i>Brachyplatystoma rousseauxii</i>	236	1.6	3408.151	15.4	219	3.1	53	3.1	0.065	
<i>Leiarius marmoratus</i>	529	3.5	816.733	3.7	434	6.2	45	2.6	0.118	
<i>Brycon amazonicus</i>	538	3.6	469.06	2.1	337	4.8	28	1.6	0.12	
<i>Calophysus macropterus</i>	600	4	226.069	1	323	4.6	23	1.4	0.129	
<i>Mylossoma albigliscum</i>	495	3.3	91.779	0.4	348	5	18	1.1	0.113	
<i>Brycon melanopterus</i>	537	3.6	68.792	0.3	304	4.3	17	1	0.119	
<i>Brachyplatystoma platyneum</i>	372	2.5	421.341	1.9	257	3.7	16	1	0.092	
<i>Salminus hilarii</i>	464	3.1	59.901	0.3	293	4.2	14	0.8	0.108	
<i>Leporinus subniger</i>	456	3	55.495	0.3	291	4.2	14	0.8	0.106	
<i>Pimelodus blochii</i>	477	3.2	26.903	0.1	277	4	13	0.8	0.11	
<i>Pirirampus pirirampu</i>	347	2.3	183.007	0.8	228	3.3	10	0.6	0.087	
<i>Schizodon fasciatus</i>	407	2.7	33.183	0.2	247	3.5	10	0.6	0.098	
<i>Brachyplatystoma juruense</i>	237	1.6	125.064	0.6	172	2.5	5	0.3	0.066	
<i>Brachyplatystoma vaillantii</i>	178	1.2	231.859	1.1	147	2.1	5	0.3	0.053	
<i>Brycon hilarii</i>	227	1.5	53.332	0.2	159	2.3	4	0.2	0.064	
<i>Phractocephalus hemiliopterus</i>	64	0.4	524.075	2.4	59	0.8	2	0.1	0.023	
<i>Sorubimichthys planiceps</i>	115	0.8	191.051	0.9	101	1.4	2	0.1	0.037	
<i>Piaractus brachypomus</i>	94	0.6	167.337	0.8	87	1.2	2	0.1	0.032	
<i>Colossoma macropomum</i>	66	0.4	243.531	1.1	60	0.9	1	0.1	0.024	
<i>Ageneiosus inermis</i>	85	0.6	41.307	0.2	80	1.1	1	0.1	0.029	
<i>Sorubim lima</i>	86	0.6	20.759	0.1	81	1.2	1	0	0.03	
<i>Panaque titan</i>	107	0.7	38.57	0.2	57	0.8	1	0	0.035	
<i>Aguarunichthys inpai</i>	73	0.5	46.845	0.2	70	1	1	0	0.026	
<i>Semaprochilodus insignis</i>	80	0.5	19.122	0.1	68	1	1	0	0.028	
<i>Brycon falcatus</i>	100	0.7	13.155	0.1	52	0.7	1	0	0.033	
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	64	0.4	64.572	0.3	49	0.7	1	0	0.023	
<i>Platynemichthys notatus</i>	56	0.4	28.382	0.1	52	0.7	0	0	0.021	
<i>Leiarius sp</i>	43	0.3	48.305	0.2	39	0.6	0	0	0.017	
<i>Hypophthalmus edentatus</i>	64	0.4	9.232	0	42	0.6	0	0	0.023	
<i>Mylossoma aureum</i>	48	0.3	10.897	0	39	0.6	0	0	0.018	
<i>Cichla monoculus</i>	33	0.2	22.945	0.1	29	0.4	0	0	0.013	
<i>Astronotus ocellatus</i>	39	0.3	12.982	0.1	28	0.4	0	0	0.016	
<i>Leporinus friderici</i>	30	0.2	7.164	0	25	0.4	0	0	0.012	
<i>Hemisorubim platyrhynchus</i>	29	0.2	5.373	0	26	0.4	0	0	0.012	
<i>Brycon sp.</i>	30	0.2	4.62	0	24	0.3	0	0	0.012	
<i>Hoplias malabaricus</i>	26	0.2	10.672	0	23	0.3	0	0	0.011	
<i>Potamorhina altamazonica</i>	22	0.1	1.839	0	18	0.3	0	0	0.01	
<i>Pimelodus albofasciatus</i>	14	0.1	25.064	0.1	13	0.2	0	0	0.007	
<i>Hydrolycus armatus</i>	11	0.1	21.485	0.1	11	0.2	0	0	0.005	
<i>Pimelodus ornatus</i>	14	0.1	0.764	0	14	0.2	0	0	0.007	
<i>Pellona castelnaeana</i>	8	0.1	16.365	0.1	8	0.1	0	0	0.004	
<i>Leporinus wolfei</i>	13	0.1	2.22	0	9	0.1	0	0	0.006	
<i>Leporinus sp.</i>	12	0.1	6.45	0	7	0.1	0	0	0.006	
<i>Curimata spp.</i>	13	0.1	1.94	0	8	0.1	0	0	0.006	
<i>Hypostomus nicefori</i>	10	0.1	1.621	0	8	0.1	0	0	0.005	
<i>Brachyplatystoma tigrinum</i>	7	0	6.42	0	7	0.1	0	0	0.004	
<i>Hydrolycus scomberoides</i>	7	0	2.685	0	7	0.1	0	0	0.004	
<i>Megalonema sp.</i>	8	0.1	0.619	0	7	0.1	0	0	0.004	
<i>Pterodoras granulosus</i>	3	0	19.7	0.1	3	0	0	0	0.002	
<i>Platystomatichthys sturio</i>	5	0	8	0	4	0.1	0	0	0.003	
<i>Oxydoras niger</i>	6	0	4.25	0	4	0.1	0	0	0.003	
<i>Pygocentrus nattereri</i>	8	0.1	1.075	0	4	0.1	0	0	0.004	
<i>Pellona flavipinnis</i>	4	0	6.88	0	4	0.1	0	0	0.002	
<i>Cichla orinocensis</i>	6	0	3.305	0	4	0.1	0	0	0.003	
<i>Myloplus asterias</i>	5	0	1.164	0	4	0.1	0	0	0.003	
<i>Osteoglossum bicirrhosum</i>	3	0	5.705	0	3	0	0	0	0.002	
<i>Auchenipterus nuchalis</i>	3	0	2.701	0	3	0	0	0	0.002	
<i>Hypostomus oculus</i>	3	0	0.557	0	3	0	0	0	0.002	
<i>Potamorhina pristigaster</i>	3	0	0.39	0	3	0	0	0	0.002	
<i>Chaetobranchius flavescens</i>	3	0	0.355	0	2	0	0	0	0.002	
<i>Rhaphiodon vulpinus</i>	2	0	0.395	0	2	0	0	0	0.001	
<i>Metynnis lippincottianus</i>	2	0	0.335	0	2	0	0	0	0.001	
<i>Cichla temensis</i>	2	0	0.285	0	2	0	0	0	0.001	
<i>Lithodoras dorsalis</i>	1	0	3.01	0	1	0	0	0	0.001	
<i>Pterygoplichthys pardalis</i>	1	0	0.99	0	1	0	0	0	0.001	
<i>Pimelodina flavipinnis</i>	1	0	0.39	0	1	0	0	0	0.001	
<i>Hypophthalmus marginatus</i>	1	0	0.176	0	1	0	0	0	0.001	
<i>Myloplus rubripinnis</i>	1	0	0.174	0	1	0	0	0	0.001	
<i>Hoplosternum littorale</i>	1	0	0.145	0	1	0	0	0	0.001	
<i>Spatuloricaria caquetae</i>	1	0			1	0	0	0	0.001	
Total	14956	100	22071.327	100	-	-	1692	100	3.145	0.73

En la cuenca del Atrato se forma casi una pirámide de las mismas proporciones entre el número y el peso; de esta manera se detectó que los recursos más representativos fueron el bocachico (*Prochilodus magdalenae*) el cuatro ojos (*Megaleporinus muyscorum*) y el moncholo (*Hoplias malabaricus*). Los índices en general la diversidad fueron de 1.278 y de uniformidad relativa fue de 0.47. (Figura 3-15, Tabla 3-15)

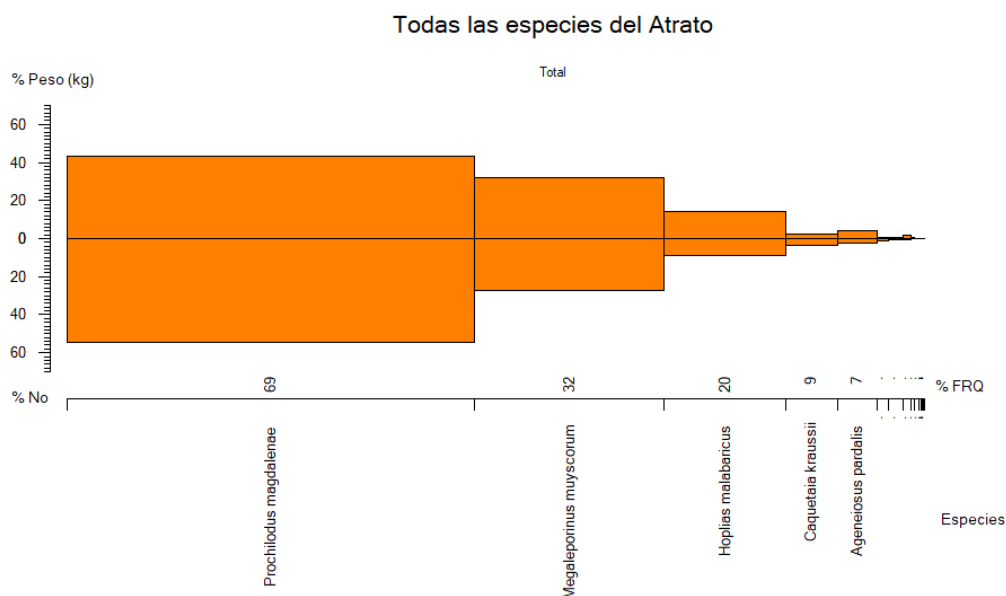


Figura 3-15. Composición de la biodiversidad en peso y en número relacionada con los muestreos en puerto de los recursos pesqueros del Atrato colombiano.

Tabla 3-15. Composición de la diversidad de los recursos pesqueros muestreados en la Amazonía colombiana.

Species	No	% No	Weight (kg)	% Weight	FRQ	% FRQ	IRI	% IRI	H'	J'
<i>Prochilodus magdalenae</i>	7616	54.6	1764.958	43.1	2771	68.7	6714	73	0.33	
<i>Megaleporinus muyscorum</i>	3803	27.3	1320.226	32.2	1296	32.1	1912	20.8	0.354	
<i>Hoplias malabaricus</i>	1227	8.8	576.686	14.1	823	20.4	467	5.1	0.214	
<i>Caquetaia kraussii</i>	490	3.5	103.968	2.5	359	8.9	54	0.6	0.118	
<i>Ageneiosus pardalis</i>	334	2.4	169.327	4.1	266	6.6	43	0.5	0.089	
<i>Pimelodus punctatus</i>	191	1.4	24.127	0.6	79	2	4	0	0.059	
<i>Rhamdia guatemalensis</i>	114	0.8	33.037	0.8	95	2.4	4	0	0.039	
<i>Pseudopimelodus sp. nov.</i>	62	0.4	62.892	1.5	55	1.4	3	0	0.024	
<i>Kronoheros umbrifer</i>	36	0.3	15.294	0.4	28	0.7	0	0	0.015	
<i>Brycon moorei</i>	30	0.2	11.006	0.3	27	0.7	0	0	0.013	
<i>Pseudocurimata lineopunctata</i>	21	0.2	2.118	0.1	19	0.5	0	0	0.01	
<i>Pimelodus sp.</i>	7	0.1	3.32	0.1	4	0.1	0	0	0.004	
<i>Notarius bonillai</i>	5	0	2.522	0.1	5	0.1	0	0	0.003	
<i>Geophagus pellegrini</i>	7	0.1	0.828	0	6	0.1	0	0	0.004	
<i>Brycon sinuensis</i>	1	0	4.192	0.1	1	0	0	0	0.001	
<i>Colossoma macropomum</i>	1	0	0.564	0	1	0	0	0	0.001	
Total	13945	100	4095.065	100	-	-	9201	100	1.278	0.47

La importante cuenca del Magdalena presenta como recursos más sobresalientes en peso el bocachico (*Prochilodus magdalenae*), seguidos por el blanquillo (*Sorubim cuspicaudus*) y por el bagre rayado (*Pseudoplatystoma magdaleniatum*), con este último hay una alternancia con el capaz (*Pimelodus grosskopfii*) ya es éste es representa más peso que el bagre rayado, pero

menos cantidad. Los índices en general la diversidad fueron de 2.262 y de uniformidad relativa fue de 0.65. (Figura 3-16,

Tabla 3-16).

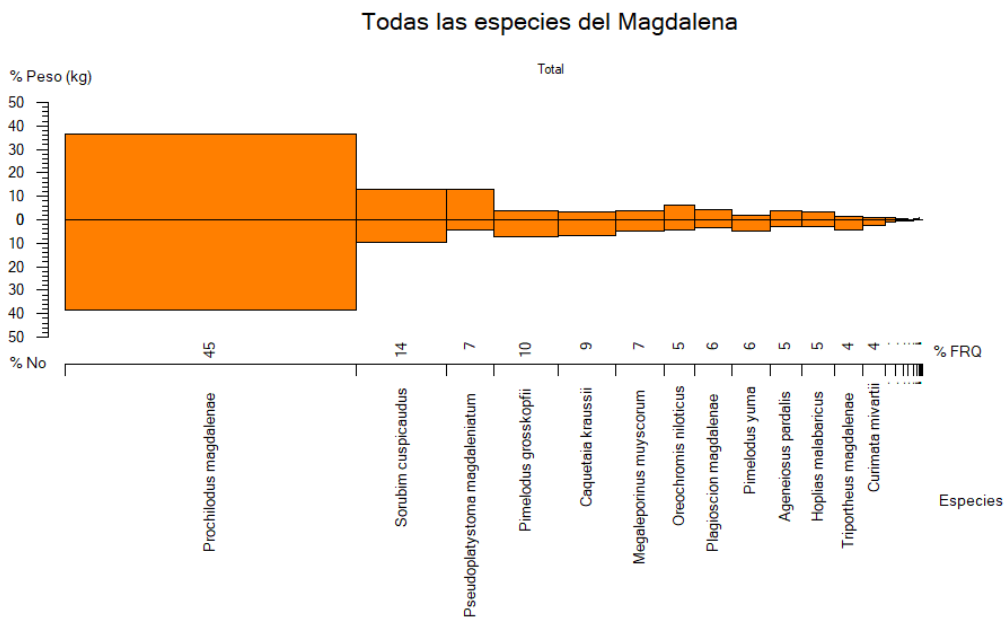


Figura 3-16. Composición de la biodiversidad en peso y en número relacionada con los muestreos en puerto de los recursos pesqueros del Magdalena colombiana.

Tabla 3-16. Composición de la diversidad de los recursos pesqueros muestreados del Magdalena colombiana.

Species	No	% No	Weight (kg)	% Weight	FRQ	% FRQ	IRI	% IRI	H'	J'
<i>Prochilodus magdalenae</i>	33942	38.2	6477.469	36.5	16399	44.6	3328	77.8	0.368	
<i>Sorubim cuspicaudus</i>	8626	9.7	2338.311	13.2	5126	13.9	319	7.4	0.226	
<i>Pseudoplatystoma magdaleniatum</i>	3925	4.4	2345.735	13.2	2677	7.3	128	3	0.138	
<i>Pimelodus grosskopfii</i>	6553	7.4	674.926	3.8	3567	9.7	108	2.5	0.192	
<i>Caquetaia kraussii</i>	6169	6.9	575.263	3.2	3299	9	91	2.1	0.185	
<i>Megaleporinus muyscorum</i>	4259	4.8	677.625	3.8	2724	7.4	64	1.5	0.146	
<i>Oreochromis niloticus</i>	3925	4.4	1079.409	6.1	1696	4.6	48	1.1	0.138	
<i>Plagioscion magdalenae</i>	3117	3.5	766.479	4.3	2117	5.8	45	1.1	0.118	
<i>Pimelodus yuma</i>	4353	4.9	347.6	2	2119	5.8	39	0.9	0.148	
<i>Ageneiosus pardalis</i>	2472	2.8	702.721	4	1837	5	34	0.8	0.1	
<i>Hoplias malabaricus</i>	2732	3.1	623.256	3.5	1825	5	33	0.8	0.107	
<i>Triportheus magdalenae</i>	3725	4.2	247.861	1.4	1576	4.3	24	0.6	0.133	
<i>Curimata mivartii</i>	2204	2.5	161.7	0.9	1308	3.6	12	0.3	0.092	
<i>Brycon moorei</i>	660	0.7	168.144	0.9	561	1.5	3	0.1	0.036	
<i>Cynopotamus magdalenae</i>	561	0.6	71.268	0.4	404	1.1	1	0	0.032	
<i>Ichthyoelephas longirostris</i>	370	0.4	117.374	0.7	310	0.8	1	0	0.023	
<i>Cyphocharax magdalenae</i>	633	0.7	40.437	0.2	294	0.8	1	0	0.035	
<i>Salminus affinis</i>	211	0.2	50.898	0.3	186	0.5	0	0	0.014	
<i>Pseudopimelodus sp. nov.</i>	106	0.1	78.547	0.4	93	0.3	0	0	0.008	
<i>Colossoma macropomum</i>	57	0.1	148.674	0.8	56	0.2	0	0	0.005	
<i>Piaractus brachipomus</i>	59	0.1	39.009	0.2	53	0.1	0	0	0.005	
<i>Trichogaster pectoralis</i>	33	0	3.333	0	20	0.1	0	0	0.003	
<i>Leporellus vittatus</i>	16	0	4.125	0	16	0	0	0	0.002	
<i>Oreochromis spp.</i>	32	0	10.9	0.1	6	0	0	0	0.003	
<i>Sternopygus aequilabiatus</i>	12	0	2.507	0	12	0	0	0	0.001	
<i>Ctenolucius hujeta</i>	18	0	0.848	0	10	0	0	0	0.002	
<i>Mugil incilis</i>	12	0	1.775	0	9	0	0	0	0.001	
<i>Hypostomus hondae</i>	7	0	0.455	0	6	0	0	0	0.001	
<i>Megalops atlanticus</i>	2	0	1.6	0	2	0	0	0	0	
<i>Astronotus ocellatus</i>	4	0	0.861	0	2	0	0	0	0	
<i>Andinoacara latifrons</i>	2	0	0.266	0	2	0	0	0	0	
<i>Trachelyopterus insignis</i>	1	0	0.168	0	1	0	0	0	0	
<i>Panaque cochliodon</i>	1	0			1	0	0	0	0	
<i>Rhamdia guatemalensis</i>	1	0			1	0	0	0	0	
Total	88800	100	17759.544	100	-	-	4279	100	2.262	0.65

Finalmente, en la Orinoquia colombiana la variación fue mucho más marcada que en las otras cuencas ya que mientras para el análisis de peso mostro un predominio para el amarillo (*Zungaro zungaro*) y el dorado plateado (*Brachyplatistoma rosseauixii*), la conformación en número de individuos fue más representativo con el pirabutón (*B. vaillantii*) seguido por el bocachico (*Prochilodus mariae*) bagre (*Pseudoplatystoma orinocoense*), el bagre tigre (*Pseudoplatystoma metaense*) y el baboso (*Brachyplatistoma platynemum*). Los índices en general la diversidad fueron de 2.98 y de uniformidad relativa fue de 0.76 (Figura 3-17, Tabla 3-17).

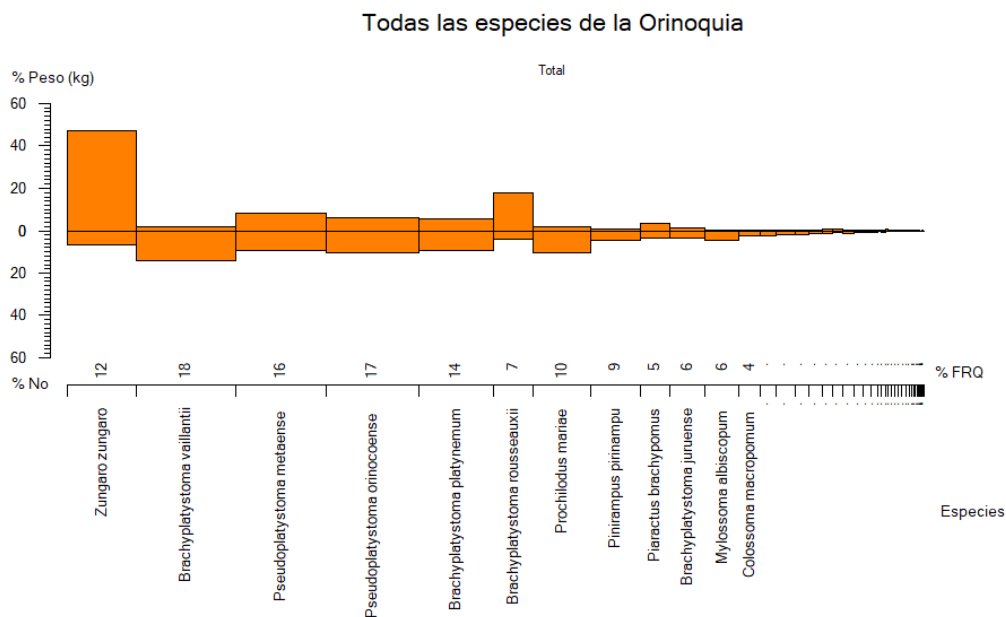


Figura 3-17. Composición de la biodiversidad en peso y en número relacionada con los muestreos en puerto de los recursos pesqueros de la Orinoquia colombiana.

Tabla 3-17. Composición de la diversidad de los recursos pesqueros muestreados del Orinoquia colombiana.

Species	No	% No	Weight (kg)	% Weight	FRQ	% FRQ	IRI	% IRI	H'	J'
Zungaro zungaro	1141	6.8	12919.526	47.1	953	12.4	670	30.5	0.182	
Brachyplatystoma vaillantii	2354	14	548.429	2	1370	17.9	285	13	0.275	
Pseudoplatystoma metaense	1530	9.1	2289.435	8.3	1255	16.4	285	13	0.218	
Pseudoplatystoma orinocoense	1766	10.5	1619.152	5.9	1276	16.7	273	12.4	0.236	
Brachyplatystoma platynemum	1577	9.3	1542.877	5.6	1043	13.6	204	9.3	0.222	
Brachyplatystoma rousseauxii	701	4.2	4963.086	18.1	539	7	157	7.1	0.132	
Prochilodus mariae	1769	10.5	482.665	1.8	794	10.4	127	5.8	0.236	
Pinirampus pirinampu	805	4.8	232.042	0.8	693	9.1	51	2.3	0.145	
Piaractus brachypomus	550	3.3	970.899	3.5	402	5.3	36	1.6	0.112	
Brachyplatystoma juruense	578	3.4	423.663	1.5	497	6.5	32	1.5	0.116	
Mylossoma albiscopum	728	4.3	65.657	0.2	457	6	27	1.2	0.136	
Colossoma macropomum	384	2.3	31.19	0.1	302	3.9	9	0.4	0.086	
Mylossoma aureum	426	2.5	108.102	0.4	222	2.9	8	0.4	0.093	
Leiarius marmoratus	316	1.9	106.066	0.4	265	3.5	8	0.4	0.075	
Sorubim lima	279	1.7	23.152	0.1	188	2.5	4	0.2	0.068	
Brycon amazonicus	245	1.5	41.733	0.2	184	2.4	4	0.2	0.061	
Hydrolycus armatus	196	1.2	187.415	0.7	147	1.9	4	0.2	0.052	
Sorubimichthys planiceps	146	0.9	196.752	0.7	136	1.8	3	0.1	0.041	
Ageneiosus inermis	184	1.1	7.127	0	154	2	2	0.1	0.049	
Plagioscion squamosissimus	151	0.9	22.718	0.1	126	1.6	2	0.1	0.042	
Semaprochilodus laticeps	143	0.8	2.1	0	108	1.4	1	0.1	0.04	
Platynemichthys notatus	99	0.6	37.002	0.1	87	1.1	1	0	0.03	
Hydrolycus scomberoides	61	0.4	137.896	0.5	51	0.7	1	0	0.02	
Pimelodus blochii	98	0.6	1.472	0	66	0.9	1	0	0.03	
Brachyplatystoma filamentosum	32	0.2	272.74	1	32	0.4	0	0	0.012	
Phractocephalus hemiliopterus	45	0.3	99.86	0.4	43	0.6	0	0	0.016	
Pellona castelnaeana	61	0.4	12.61	0	53	0.7	0	0	0.02	
Brycon sp.	63	0.4	28.155	0.1	45	0.6	0	0	0.021	
Cichla orinocensis	57	0.3	11.126	0	53	0.7	0	0	0.019	
Pimelodina flavipinnis	62	0.4	10.377	0	48	0.6	0	0	0.021	
Hemisorubim platyrhynchus	55	0.3	5.678	0	48	0.6	0	0	0.019	
Pygocentrus cariba	53	0.3	3.9	0	39	0.5	0	0	0.018	
Pterodoras rivasi	30	0.2	8.58	0	29	0.4	0	0	0.011	
Pimelodus sp.	38	0.2			20	0.3	0	0	0.014	
Astronotus ocellatus	30	0.2	0.87	0	23	0.3	0	0	0.011	
Hypophthalmus edentatus	23	0.1	2.73	0	20	0.3	0	0	0.009	
Calophysus macropterus	17	0.1	6.145	0	17	0.2	0	0	0.007	
Semaprochilodus kneri	19	0.1			16	0.2	0	0	0.008	
Leporinus friderici	18	0.1			8	0.1	0	0	0.007	
Exallodontus aguanai	10	0.1	0.115	0	7	0.1	0	0	0.004	
Pellona flavipinnis	5	0	6.617	0	5	0.1	0	0	0.002	
Duopalatinus peruanus	6	0	0.566	0	6	0.1	0	0	0.003	
Megalonema platycephalum	6	0	0.131	0	5	0.1	0	0	0.003	
Cichla temensis	4	0			4	0.1	0	0	0.002	
Cephalosilurus apurensis	2	0	5.5	0	2	0	0	0	0.001	
Schizodon scotorhabdotus	2	0			2	0	0	0	0.001	
Leporinus agassizii	1	0			1	0	0	0	0.001	
Leporinus sp.	1	0			1	0	0	0	0.001	
Panaque nigrolineatus	1	0			1	0	0	0	0.001	
Total	16868	100	27435.856	100	-	-	2198	100	2.928	0.76

De todas las cuencas revisadas la de mayor biodiversidad fue el Amazonas y dentro de las aguas oceánicas el Pacífico es más diverso que el Caribe; mientras que los estimativos más uniformes fueron para la cuenca del Atrato.

CAPÍTULO IV

4. Resultados de modelación de las pesquerías del Pacífico colombiano

4.1 Consideraciones generales de la dinámica pesquera del Pacífico colombiano

El Pacífico colombiano es un sistema ecológico muy importante por su gran biodiversidad, sobresaliendo, no solo por ser las de más alto rendimiento, sino porque poco a poco se ha convertido en la principal fuente de empleo, puesto que otras alternativas de empleo como las actividades agropecuarias, ganadera y los cultivos son opciones con pocas posibilidades, ya que la mayoría de las tierras están en manos de pocos y el acceso a medios económicos para ejercer la actividad son escasos, además de la fragilidad en cuanto a posibilidades de transporte.

Las pesquerías están concentradas en dos actividades principales que son la pesca industrial y la pesca artesanal. Sin embargo, esta conjunción de las actividades ha ocasionado que surjan eventualmente conflictos, pues los dos subsectores tienen intereses en común tanto en especies como en zonas de pesca, pudiéndose decir, que la pesca industrial tiene su objetivo puesto en los recursos de demanda internacional, mientras que la pesca artesanal está centrada en una gama más amplia de especies que cubre no solo los productos de exportación sino los de consumo nacional (peces, crustáceos y moluscos). Esta actividad que se ha realizado desde la década de los 60's, especialmente en las pesquerías de camarón de aguas someras, originó que la industria camaronera pusiera sus objetivos en el comercio internacional, por lo que se desató una estrategia comercial dedicada a la máxima extracción del recurso, sin medir las consecuencias ecológicas que esto traería, pues a partir de los años 90's, los rendimientos disminuyeron considerablemente situación que se vio complicada por el ingreso de un arte de pesca artesanal denominado por los pescadores como «trasmallo electrónico», lo cual aumentó el esfuerzo pesquero debido a su bajo costo y efectividad, haciendo que la rentabilidad económica fuera insostenible. Un inventario arrojó que solamente en Tumaco se manejaban 3000 artes de este tipo y para la zona del Pacífico 15000 (FAO, 2018).

El litoral Pacífico está integrado por los departamentos de Chocó, Valle del Cauca, Cauca y Nariño, 16 municipios costeros, cuatro Capitanías de Puerto, tres Corporaciones Autónomas Regionales y una de Desarrollo Sostenible. La costa se divide en dos regiones fisiográficamente diferentes: la zona norte, entre Panamá y Cabo Corrientes, de aproximadamente 375 km de longitud, constituida por costas acantiladas muy accidentadas, correspondientes a la serranía

del Baudó (Invemar, 2018). Hacia el sur de Cabo Corrientes hasta el límite con el Ecuador la costa es baja, aluvial, con planos inundables cubiertos por manglares, una red de drenaje densa conformada por ríos y esteros y sólo interrumpidos por pequeños tramos de acantilados en las bahías de Málaga, Buenaventura y Tumaco. (Ingeominas., 1998) (Posada & Henao., 2008) (Posada & Morales, 2011) (Invemar, 2018).

Desde el punto de vista hidrográfico desembocan en las zonas costeras 56 ríos, siendo los principales San Juan, Mira y Micay (Ideam, 2014). En general, los ecosistemas dominantes son las playas de arena, acantilados y manglares. (Invemar., 2018).

El Pacífico es un ambiente marino que cuenta con un sistema de corrientes influidos principalmente por la Zona de Convergencia Intertropical [ITCZ], por lo tanto, el movimiento de estos vientos causa los siguientes flujos de agua: Corriente Ecuatorial del Norte que se origina en Panamá y tiene desplazamiento oeste; la Contracorriente Ecuatorial del Norte viene del Pacífico central y tiene su mayor impacto entre mayo a diciembre; Corriente del Golfo de Panamá es de tipo ciclónico y se manifiesta entre diciembre y abril en especial por el régimen de los Alisios del Norte; de otro parte, la Corriente Colombia que se mueve en sentido contrario a las manecillas del reloj especialmente entre noviembre y diciembre, con influencia de la vientos del sureste. Las temperaturas del mar oscilan entre los 25 y 27 °C; la región se caracteriza por ser un ambiente tropical de bajas presiones, influenciada por los vientos alisios, habiendo sido siempre considerada como una de las regiones biográficas del planeta con la más alta pluviosidad. (Prahl, Guhl, & Grogl, 1979).

La región por su formación rocosa del norte no cuenta con ríos caudalosos y abundantes; pero en la parte sur se destaca un importante sistema hídrico conformado principalmente por los ríos Baudó, San Juan, Anchicayá, Dagua, Mallorquín, Naya, Micay, Guapi, Iscuandé, Sanquianga, Patía y Mataje, que le dan al sistema una fuente amplia de nutrientes y de agua dulce; esto hace que, esta región almacene gran cantidad de áreas de manglar, las cuales se convierten en fuente importante para el ciclo biológico de las especies marinas puesto que proporcionan zonas de protección y de alimentación (Prahl, Guhl, & Grogl, 1979) (Invemar, 2018).

Desde el punto de vista insular el Pacífico colombiano no cuenta con amplia cantidad de islas, reduciéndose a la Isla Gorgona, El Morro, La Viciosa y Cascajal y una isla oceánica Malpelo, que está a 240 millas de Buenaventura, que le dan a la región esa clara connotación de un sistema oceánico de aguas marinas influenciadas por el mar abierto. (Prahl, Guhl, & Grogl, 1979).

4.2 Peces

4.2.1 Pesquerías del jurel común [*Caranx caninus* Gunther, 1867]



Nombre en inglés: Pacific crevalle Jack.

Es un recurso que puede habitar tanto en mar abierto como en aguas salobres, con una distribución geográfica desde San Diego California [USA] hasta el Perú incluyendo el Golfo de California y las Islas Galápagos, en profundidades entre 1 a 350 m. La longitud máxima registrada es de 101 cm de Lh., y una longitud media de 60 cm de Lt., (Fishbase, 2020) (Miller & Curtis, 2008).

Los estudios sobre crecimiento y morfometría de los otolitos se han podido establecer las diferencias entre el Sagita, asteriscus y lapilus y se logró medir la estructura morfométrica de estas estructuras que son la base fundamental para determinar el crecimiento de los peces (Espino-Barr, Gallardo-Cabello, García-Boa, Cabal-Solís, & Puente-Gómez, 2006).

Con estas bases estructurales se avanzó en el conocimiento de las edades del jurel; reportándose siete grupos de edad, que han permitido estimar diferencias de crecimiento entre cada año, de tal manera que para el primer año se estableció un crecimiento de 14.4 cm y para el sexto de 5.24 cm. Con esta investigación se encontró que los parámetros de crecimiento del tipo von Bertalanffy fueron de $L_{\infty} = 83.26$ cm, una constante metabólica de $K = 0.202$ y una edad inicial de crecimiento de $t_0 = -0.283$ y una edad máxima de 15 años, igualmente se pudo determinar que el crecimiento más bajo ocurre entre marzo a julio. (Espino-Barr, Gallardo-Cabello, García-Boa, Cabal-Solís, & Puente-Gómez, 2006).

Se ha reportado como parte de las capturas de la pesca artesanal del pacífico central con TMC entre 24.1 cm y 43.1 cm LT, rango de captura entre 20.8 y 31.8 cm LT en donde se le conoce también como “chupador” (Zambrano et al., 2018 a), También se reportó como parte de las capturas de la pesca artesanal de la zona sur del pacífico colombiano con una TMC de 23.2 cm LT (Zambrano et al. 2018b),

4.2.1.1 Análisis de los datos biológico de las pesquerías de jurel

De la información compilada de trabajos anteriores y teniendo en cuenta que aquí se da continuidad al documento a las investigaciones realizadas por Barreto & Borda [2009] y

Gutiérrez Bonilla & Barreto [2019] se presenta un resumen de los parámetros encontrados para esta especie. (Tabla 4-1)

Tabla 4-1. Relación de los parámetros estimados para el jurel común en la cuenca del Pacífico colombiano.

a	B	r^2	$T.M.$ [cm]	$T.M.C.$ [cm]	L_{oo} [cm]	K	Z	M	F	E
0.0166	2.8838	0.9878	71.6	54.5	105	0.16	0.41	0.43	0.11	0.27

Los parámetros estimados muestran una especie con tasa de crecimiento baja, que está en concordancia con las estimadas por el trabajo anteriormente mencionado y que se efectúa con estructuras duras -otolitos-, la principal diferencia se ubica en el L_{oo} que es superior en los trabajos realizados en Colombia, lo cual está directamente afectado por los sistemas de toma de información -continuidad, cantidad- y por los cálculos realizados, es claro que la L_{oo} como t_0 son parámetros relativos al muestreo (Pauly D. , 1984). El crecimiento es de tipo alométrico negativo [$b \neq 3$, $P < 0.05$]; la estimación de parámetros de mortalidad arrojó valores bastante conservadores, con una tasa de aprovechamiento que auguraba un aprovechamiento sostenible.

4.2.1.2 Análisis de los datos de dinámica poblacional del jurel

Para determinar cómo realizar la evaluación y administración de este tipo de recursos, es muy importante establecer los límites de las capturas que pueden ser permitidos, para que los pescadores industriales y artesanales puedan realizar sus capturas dentro del límite deseable. La cuota estimada debería estar en un valor cercano a las 110 toneladas, en especial teniendo en cuenta que la relación de la biomasa relativa era favorable, con valor cercano al 95% y que con una tasa de aprovechamiento $E=0.27$, genera certidumbre para que se concluyera que el valor es el adecuado. (Tabla 4-2).

Tabla 4-2. Estimación de los principales parámetros poblacionales de jurel común *Caranx caninus* en la cuenca del Pacífico colombiano.

RMS [ton.]	PRO [\$]	B/K	q	TM/TMC	Fuente	Modelo usado	Observación
110	327.800	0.95	N.D.	1.3	Gutiérrez-Bonilla-Bonilla & Barreto 2019.	Bayesiano con variantes de cambios de 6 escenarios.	Sobrepasa los rendimientos máximos sostenibles.

4.2.1.3 Modelos CMSY y BSM para el análisis de las pesquerías del jurel

En cuanto a los ajustes efectuados sobre el tipo de resultados obtenidos observamos que los datos de captura se ajustaron al modelo, pero las cifras de la CPUE tuvieron algunas variaciones sin embargo revisados los residuos de los logaritmos de CPUE estos se ajustan al nivel de dispersión esperado. (Figura 4-1)

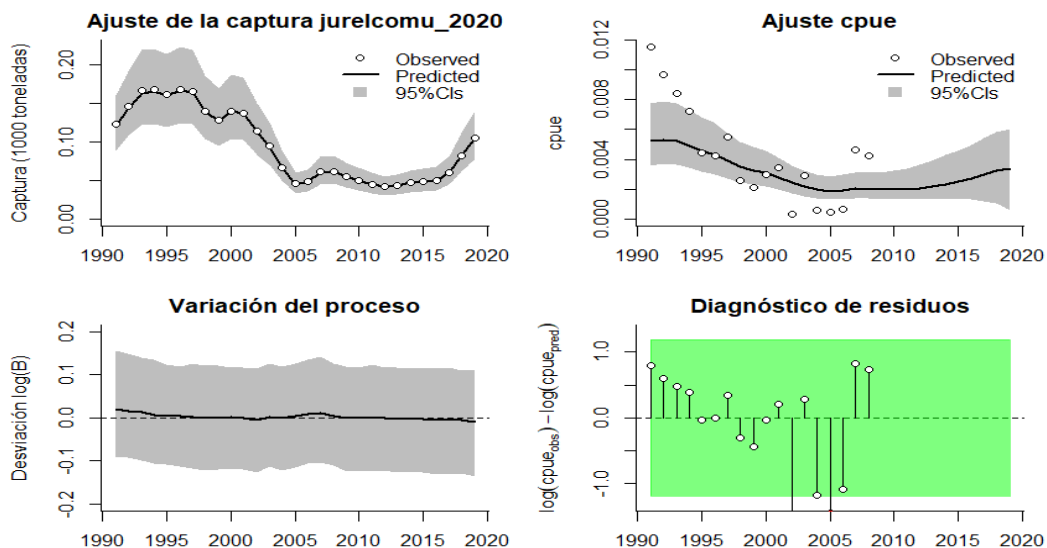


Figura 4-1. Modelación de las pesquerías de jurel común *Caranx caninus*. En el panel superior izquierdo muestra el comportamiento de las pesquerías con límites de confianza aproximado ante del 95 %. En el panel superior derecho se muestra el ajuste de los datos de CPUE estimados y observados con una aproximación al 95 % de seguridad [zona gris]; en el panel inferior izquierdo se muestra el comportamiento del modelo estimado con una visión del logaritmo de la biomasa, la zona gris es el nivel de seguridad al 95%, el panel inferior izquierdo es en análisis de los residuos de la evaluación del CPUE, la zona en verde muestra que hay un ajuste efectivo frente al comportamiento normal de los mismos.

En cuanto al estudio de la biomasa relativa para determinar el tamaño del stock, las tasas prior variaron entre 0.2 a 0.6, hacia el 2011 esta tasa presentó el rango entre 0.01 a 0.4, y en el último año se mantuvo, por lo tanto, las pesquerías pasaron de una fase de plena explotación entre 1990 hasta 1995, luego se tuvo una disminución apreciable y finalmente una de estabilización por lo bajo. (Figura 4-2)

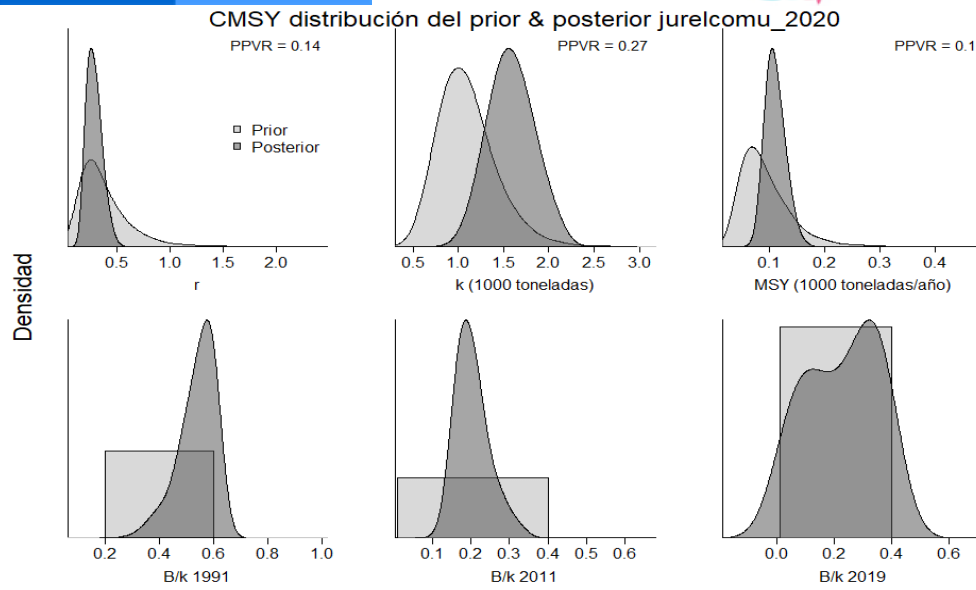


Figura 4-2. Determinación de las zonas de densidad probabilística de los análisis realizados para el jurel común *Caranx caninus*, aplicando el modelo CMSY, pre y post de la aplicación de la teoría bayesiana. El panel superior se refiere a los ajustes en cuanto a la tasa intrínseca de crecimiento [r], la capacidad de carga del ecosistema [K], y del rendimiento máximo sostenible [MSY]. En el panel inferior están los mismos análisis probabilísticos para los años iniciales el medio más bajo y el final.

De otra parte, las tasas de explotación han estado por encima de los valores teóricos esperados, ajustes que fueron muy similares entre la producción y la CPUE, aunque para el último año este indicador aumentó casi el doble de los años anteriores.

Con los datos de producción y CPUE se construyó una curva de equilibrio, en la que se puede observar que hay muchos datos por encima de esta, que son los años donde la pesquería fue entre óptima y sostenible, cayendo luego la producción, aunque los datos más recientes muestran un nivel de recuperación. Es importante anotar que bajo la curva se pudo determinar un rendimiento máximo sostenible de 119 toneladas, que es superior a las 54 toneladas predichas por el modelo de Thompson & Bell y de las 84, con el modelo bayesiano de Schaefer de múltiples escenarios ambientales, pero inferior al propuesto con el bayesiano con remuestreo Bootstrap (esto como una clara demostración de la variación de resultados utilizando diferentes metodologías con datos del mismo origen. (Tabla 4-3, Tabla 4-4, Figura 4-3)

Tabla 4-3. Resultados del CMSY para las pesquerías del jurel común *Caranx caninus* para la cuenca del Pacífico colombiano.

Parámetros estimados	Valor	C.I. al 95%	
R	0.315	0.189	0.526
MSY	108	84.1	146
K	1460	1010	2120
		2.2 th perc.	97.5th perc.
Biomasa relativa en el último año	0.245 de K	0.0163	0.394

Explotación $F/(r/2)$ en el último año	2.42	1.5	36.5
--	------	-----	------

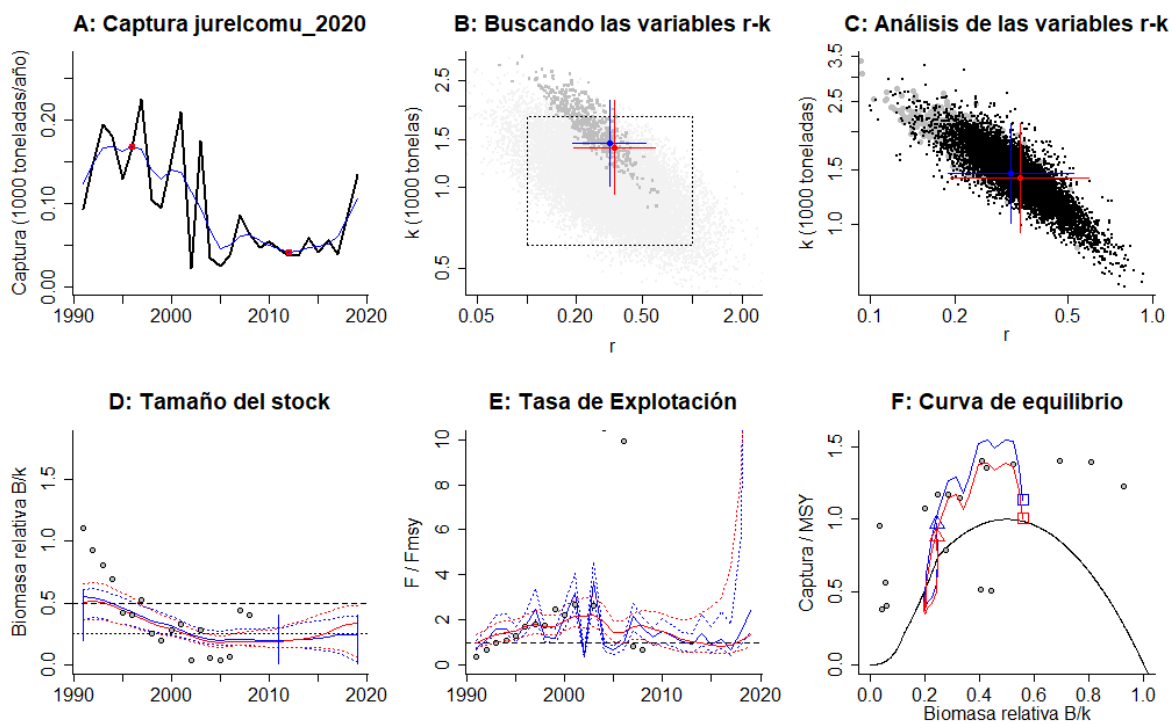


Figura 4-3. resultados del Análisis de las pesquerías del jurel común en la cuenca del Pacífico Colombiano utilizando los modelos CMSY y CSB. El panel superior izquierdo muestra en negro las series temporales de capturas y en azul el promedio móvil de tres años con indicación de la captura más alta y baja, como se usa en la estimación de la biomasa previa por las reglas predeterminadas. El panel B muestra el espacio de registro de $r-k$ explorado y en gris oscuro los pares de $r-k$ que el modelo CMSY encontró compatibles con las capturas y la información previa. El panel C muestra el par $r-k$ más probable y sus límites de confianza aproximados del 95% en azul. Los puntos negros son posibles pares $r-k$ encontrados por el modelo BMS, con una cruz roja que indica el par $r-k$ más probable y sus límites de confianza del 95%. El panel D muestra los datos de abundancia disponibles en rojo, escalados a la estimación BSM de $B_{msy}=0.5k$, y en azul la trayectoria de biomasa estimada por CMSY. Las líneas punteadas indican los percentiles 2.5 y 97.5. Las líneas azules verticales indican los rangos de biomasa anteriores. El panel E muestra en rojo la tasa de cosecha [captura/abundancia] escalada a la estimación $r/2$ de BSM, y en azul la tasa de cosecha correspondiente de CMSY. El panel F muestra la curva de equilibrio de Schaefer de $captura/RMS$ en relación con B/k , con sangría en $B/k < 0.25$ para explicar el reclutamiento reducido en tamaños de stock bajos. Los puntos rojos se escalan por estimaciones de BSM y los puntos azules se escalan por estimaciones de CMSY.

Tabla 4-4. Resultados del CMSY para las pesquerías del jurel común *Caranx caninus* para la cuenca del Pacífico colombiano.

Parámetros estimados		Límite inferior	Límite superior
q	0.00741	0.00448	0.0123
95 % CI			
r	0.339	0.139	0.593
k	1410	941	2120



MSY	119	88.5	161
		2.5th perc.	97.5th perc.
Biomasa relativa para el último año	0.314 de K	0.0616	0.483
Explotación $F/(r/2)$ en el último año	1.32	0.815	29.1
r -k log correlación =	-0.855		

El comportamiento de las capturas frente a la estimación del rendimiento máximo sostenible MSY, mostró que se partió de rendimientos un poco más altos que este punto de referencia y luego disminuyeron casi en un 50%, pero a partir de 2010 se recuperaron en un 30%; de otra parte, el tamaño de stock, en cuanto a las tasas relativas de biomasa descendieron hasta cruzar el límite de referencia crítico $0.5 B/B_{msy}$, lo que estuvo afectando el reclutamiento. Es claro que el recurso históricamente empezó en la fase de su aprovechamiento adecuado, tuvo un breve paso por la zona de plena explotación, y casi toda su historia ha estado en la fase de agotamiento, con unos pocos años de fase de recuperación. El modelo permite concluir que se tiene una pesquería que está llevando al colapso, con probabilidad del 82.2% que es muy alta, frente a una probabilidad de recuperación del 0.1. (Figura 4-5)

Tabla 4-5. Estimación de los puntos de referencia para la toma de decisiones en el manejo de *berrugate Lobotes pacificus* para la cuenca del Pacífico colombiano.

Parámetros	valor	95 % CI		Decisión
F _{msy} =	0.169	0.0966	0.297	(si $B > 1/2 B_{msy}$ cuando $F_{msy} = 0.5r$) 0.169
F _{msy} =	0.169	0.0966	0.297	(r y F _{msy} se reducen linealmente si $B < 1/2 B_{msy}$)
MSY	119	88.5	161	
B _{msy} =	706	470	1060	
		2.5th perc.	97.5th perc.	
Biomasa en el último año	481	86.9	682	
B/B _{msy} en el último año	0.681	0.123	0.966	
Mortalidad por pesca en el último año =	0.218	0.154	1.21	
Explotación F/F _{msy}	1.32	0.815	29.1	

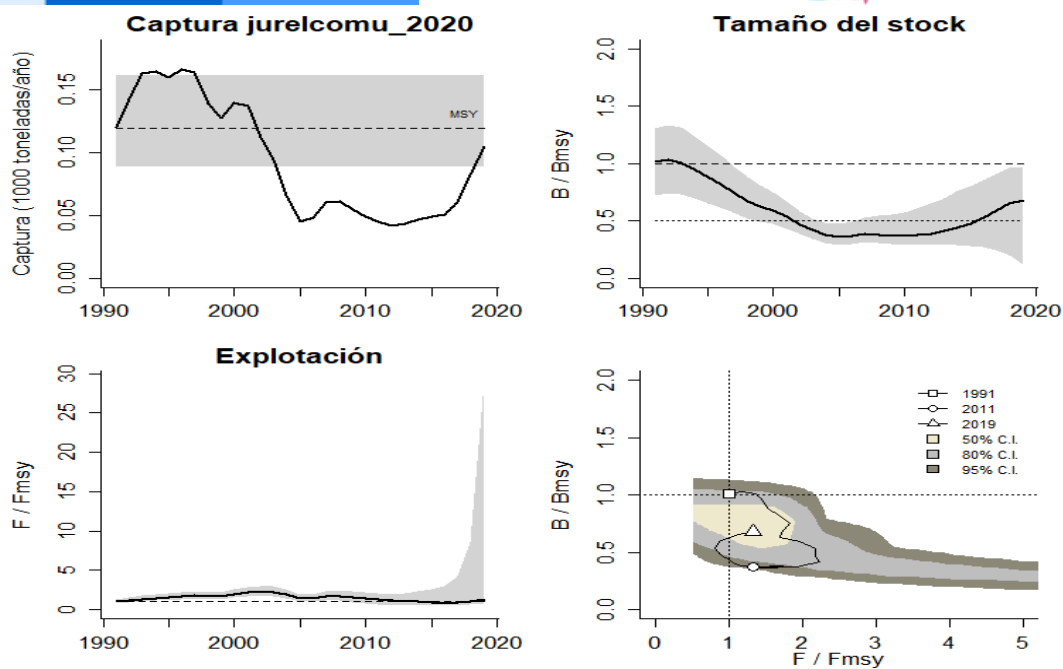


Figura 4-4. Análisis de las pesquerías del jurel común *Caranx caninus* en la cuenca del Pacífico colombiano. El panel superior izquierdo muestra el comportamiento de las capturas [curva negra] y la zona gris muestra el nivel de seguridad al 95%. El panel superior derecho muestra la tasa de aprovechamiento de la biomasa frente al RMS. El panel inferior izquierdo muestra la tasa de aprovechamiento frente a al estándar donde $F=F_{msy}$ [línea punteada] y el observado [curva negra] la zona gris es el nivel de seguridad al 95%, el panel inferior derecho muestra el resumen de las tasas relativas de biomasa y las tasas relativas de esfuerzo.

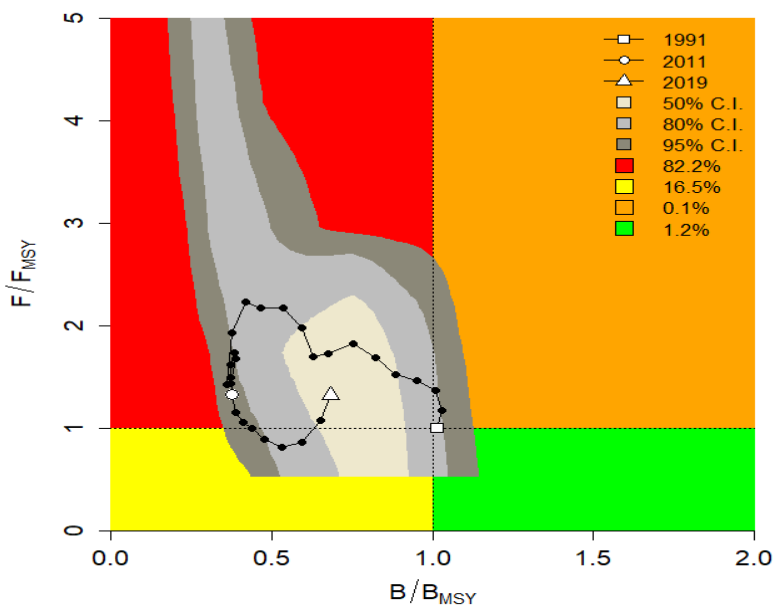


Figura 4-5. Análisis de las pesquerías del jurel común *Caranx caninus* en la cuenca del Pacífico colombiano, utilizando el gráfico de fases de Kobe.

4.2.1.4 Conclusiones del manejo del jurel

La población pasó una fase agotamiento fuerte, pero presenta una ligera recuperación. Es importante hacer un seguimiento respectivo, ya que estas fases de ligera recuperación, podría ser un posible efecto de medidas de manejo como la ZEPA -Zona Exclusiva de Pesca Artesanal- de Bahía Solano, se requiere de medidas de ordenación que incluyan el manejo de artes y métodos de pesca. Se sugiere un nivel de aprovechamiento como punto de referencia límite de 119 toneladas bajo estricta vigilancia, para no excederlo por ningún motivo.

A partir de las estimaciones realizadas de la tasa de explotación de 1.32, biomasa relativa de 0.68, la mortalidad por pesca actual de 0.218 año⁻¹, y la mortalidad por pesca en rendimiento máximo sostenible 0.169 año⁻¹, se propone que el rendimiento máximo sostenible (MSY) para la especie sea un valor de 119 ± (88.5 - 161) toneladas.

4.2.2 Pesquerías de berrugate [*Lobotes pacificus* Gilbert, 1898]



Foto: R. Robertson © (Fishbase)

Nombre en inglés: Pacific tripletail

4.2.2.1 Antecedentes del recurso berrugate

Aunque no es una especie de grandes inversiones, dado que no es muy atractiva desde el punto de vista comercial, si es un recurso estratégico puesto que se ha logrado mantener en condiciones productivas, cuando otros muestran decadencia, siendo una alternativa productiva.

Las poblaciones son bentopelágicas, con distribución geográfica es del Pacífico Oriental desde Nicaragua hasta el Perú; México y el Mar de Cortés; se han reportado ejemplares hasta de 100 cm de Lt., aunque el tamaño medio es de 50 cm de Lt. (Fishbase, 2020).

Se ha venido pensado en la posibilidad de que este recurso sea utilizando para acuicultura, al ser una especie que ha demostrado presentar mejores rendimientos que otras peces comerciales marinas. (Chacón-Guzman, Carvajal-Oses, & Herrera-Ulloa, 2019).

Puede encontrarse en estuarios y en mar abierto, por lo general agrupado alrededor de objetos flotantes; se alimenta de crustáceos y otros peces, y su crecimiento es alométrico. (Chacón-Guzman, Carvajal-Oses, & Herrera-Ulloa, 2019).

Zambrano et al, (2018a, b) reportaron el berrugate en la pesca artesanal el pacífico central y sur con TMC de 73.6 cm LT (pacífico sur).

4.2.2.2 Análisis de los datos biológico-pesqueros del berrugate

De los datos analizados en los más recientes modelos efectuados con series de datos entre 1991 y 2015, mostraron en líneas generales que es un recurso presionado, pero casi en equilibrio. (Gutiérrez Bonilla & Barreto, 2019)

Tabla 4-6. Relación de los parámetros estimados para *Lobotes pacificus* en la cuenca del Pacífico colombiano.

A	b	r ²	T.M. [cm]	T.M.C. [cm]	Loo [cm]	k	Z	M	F	E
0.04472	2.1464	0.6859	56.1	60.3	117	0.14	0.8	0.33	0.47	0.59

Gutiérrez-Bonilla-Bonilla & Barreto [2019] reportan que el crecimiento es del tipo alométrico negativo [$B \neq 3$, $P < 0.05$], con una tasa metabólica de crecimiento que denota crecimiento lento, por lo que su crecimiento asintótico [Loo], siendo bastante alto, y que también corresponde a otras especies de tamaños grandes como bagres, tiburones, sierras, entre otros. (Tabla 4-6).

De otra parte, los niveles de aprovechamiento centrados en las tasas instantánea de mortalidad total [Z] y la de mortalidad por pesca [F] mostraron un rendimiento aceptable; con una tasa de aprovechamiento [E] que está en los límites de equilibrio poblacional. (Tabla 4-6).

4.2.2.3 Análisis de los datos de dinámica de las poblaciones del berrugate

Con la información existente hasta el 2015, se presentó una rendimiento máximo sostenible superior a las 100 toneladas que estuvo respaldado por una tasa relativa de biomazas [B/K] que dio un nivel de aprovechamiento del 15% de la biomasa original, que resulta denotar un sistema en equilibrio con buenos rendimientos pesqueros y con un coeficiente de capturabilidad de bajo impacto, aún más bajo que el calculado hasta 2019 con los nuevos modelos; por último, el coeficiente de relación entre la talla de madurez [TM] sobre la talla media de capturas [TM/TMC] estuvo un poco baja indicando que se capturan individuos juveniles. ()

Tabla 4-7. Estimación de los principales parámetros poblacionales de *Lobotes pacificus* en la cuenca del Pacífico colombiano.

RMS [ton.]	PRO [\$]	B/K	q	TM/TMC	Fuente	Modelo usado	Observación
113	140000000	0.849	0.003	0.93034826	Gutiérrez-Bonilla-Bonilla & Barreto 2019.	Bayesiano con variantes de cambios de 6 escenarios.	Sobrepasa los rendimientos máximos sostenibles.

4.2.2.4 Evaluación del estado de salud del berrugate con la modelación LBB

Como el modelo funciona especialmente con los datos de tallas desembarcadas; en primera instancia, se revisó el comportamiento de estas a través de los años evaluados y se encontró que en general los datos se comportaron de acuerdo con la selectividad de artes (Frose T. , Demirel, Coro, Kleisner, & Winker, 2017), exceptuando el 2009, 2014 y 2017, que presentan un pequeño subgrupo que puede ser debido a la captura de adultos que están a mayores profundidades. (Figura 4-6, Figura 4-7).

El cálculo de la longitud asintótica Loo con este nuevo sistema muestra que el valor prior y del último año son iguales, pero superiores al estimado para el primer año; e indudablemente más alto que los calculados para los años 1991, 2015, y más altos que los proyectados para otros trabajos. (Tabla 4-7, Figura 4-8).

Comparados los valores obtenidos de Z/K prior en general, y los obtenidos para el último año del análisis, el primero es el más bajo que los siguientes dos, esto indica que el recurso está siendo presionado ya sea por circunstancias ambientales o pesqueros. (Tabla 4-8, Tabla 4-9, Tabla 4-10).

Tabla 4-8. Resultados de las estimaciones paramétrica de las diferentes tasas de aprovechamiento del berrugate *Lobotes pacificus*. Se presenta el cálculo prior de estos cálculos. Datos calculados al 95 % de seguridad.

Parámetro	valor	S.D. (cm)
Loo	133	1.33
Z/K	2.96	2.15
M/K prior	1.5	0.15
F/K	1.46	
LC prior	42.8	4.28
α prior	17.8	1.78

Tabla 4-9. Estimación general de parámetros y tasas de aprovechamiento del berrugate *Lobotes pacificus* obtenidos de las pesquerías de la cuenca del Pacífico colombiano.

	Unidades cm.	Límite inferior	Límite superior
Loo	126	124	129
L opt	89	L opt/Loo	0.7
LC_opt	81	Lc_opt/Loo	0.64
M/K	1.26	1	1.52
F/K	3.37	2.91	3.86
Z/K	4.91	4.54	5.36
F/M	2.55	1.87	3.51
B/Bo F=M Lc=Lc_opt		0.376	
B/Bo	0.157	0.109	0.215



El campo
es de todos

Minagricultura



AUNAP
AUTORIDAD NACIONAL
DE ACUICULTURA Y PESCA

$Y/R' F=M$ $Lc=Lc_{opt}$		0.0591	
Y/R'	0.0262	0.0135	0.0409

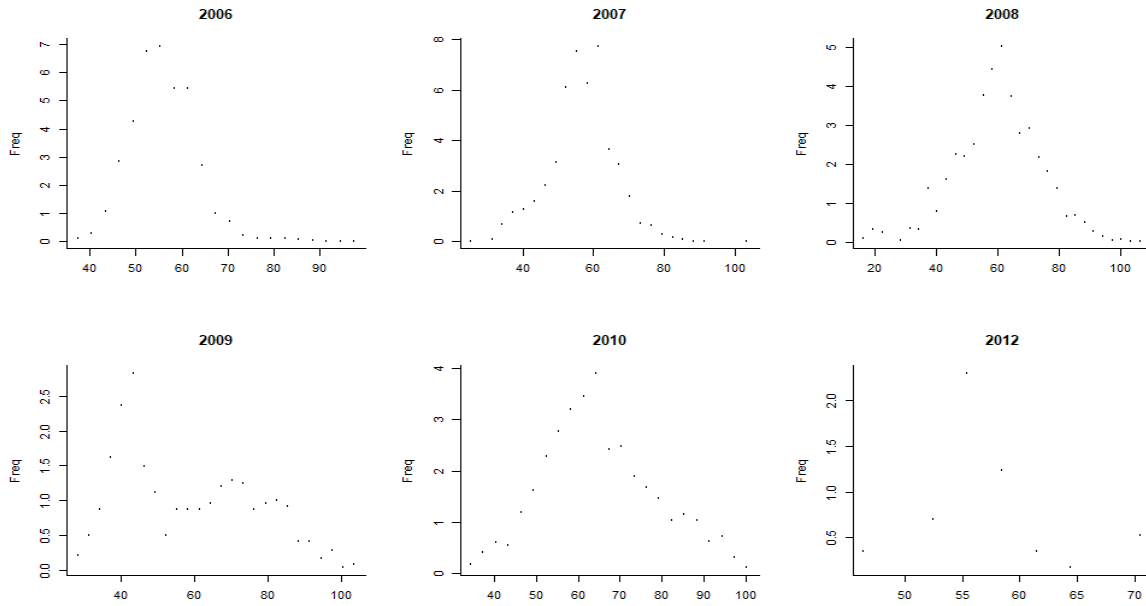


Figura 4-6. Distribución de las tallas del berrugate *Lobotes pacificus*, entre los años 2006 a 2012. Las tallas presentan en típico comportamiento de la estructura de selectividad.

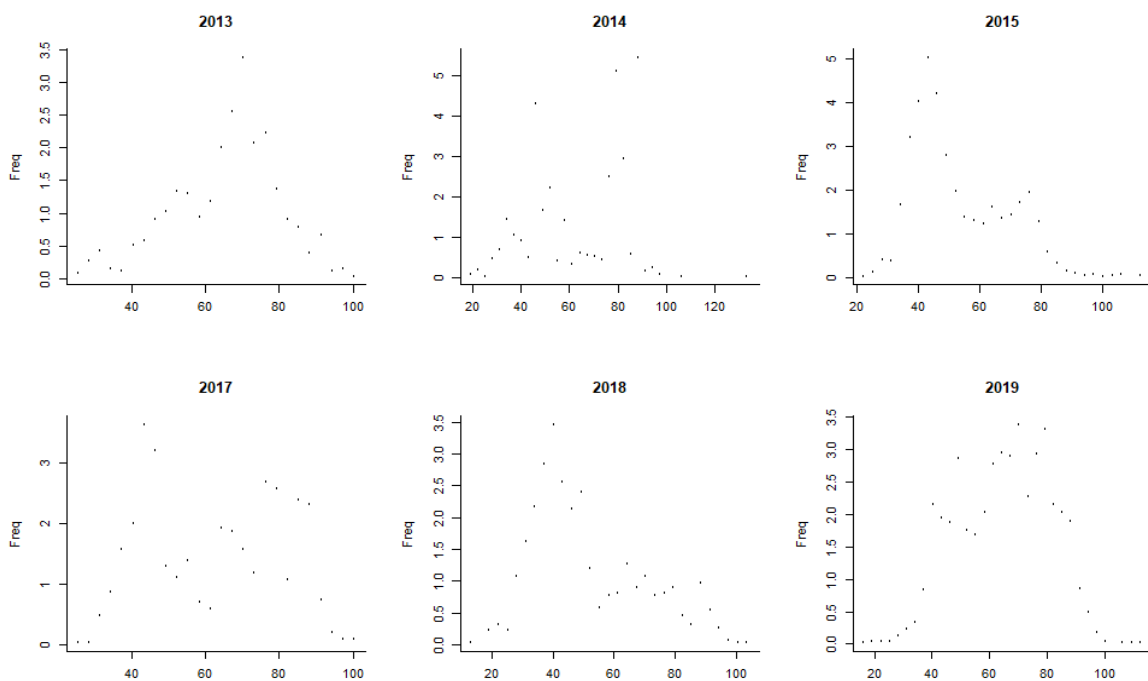


Figura 4-7. Distribución de las tallas del berrugate *Lobotes pacificus*. Entre los años 2013 a 2019. Las tallas presentan en típico comportamiento de la estructura de selectividad.

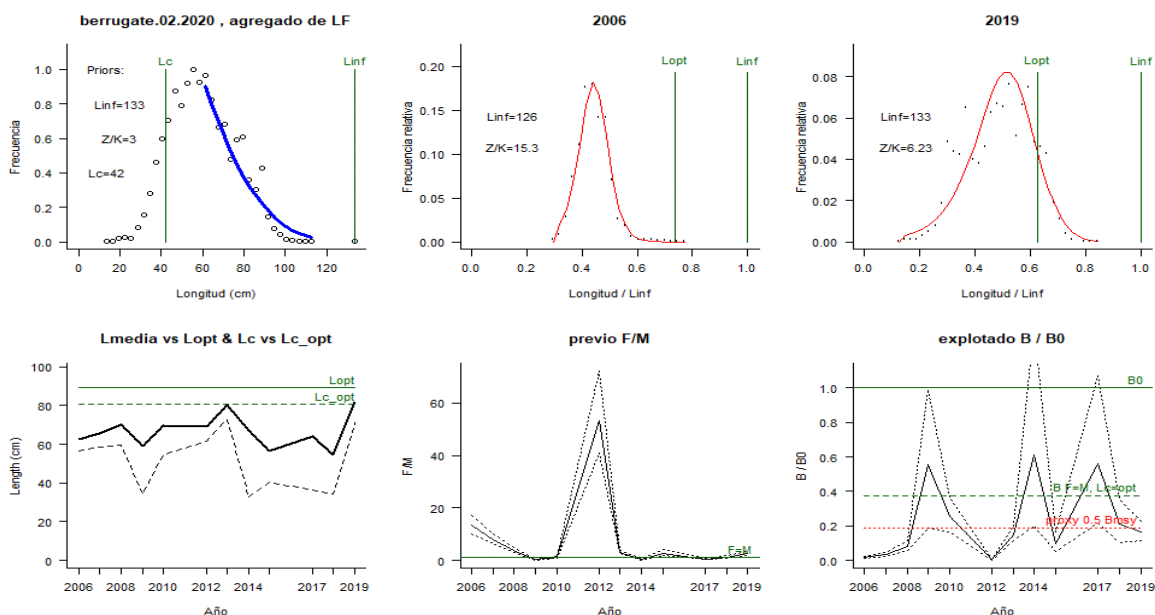


Figura 4-8. Comportamiento de las pesquerías del berrugate *Lobotes pacificus* en la cuenca del Pacífico colombiano. El panel superior izquierdo muestra los datos frecuencias de longitudes utilizadas para estimar el pre de L_c , L_{oo} y Z/K . Los paneles medio y derechos superiores muestran los datos de longitudes de frecuencias del primero y último año de la serie de tiempo estudiada. La curva roja muestra el ajuste de la ecuación que provee estimaciones de Z/K , M/K , F/K , L_c , L_{oo} , los cuales se calculan y se muestran como referencia. El panel inferior izquierdo muestra L media

[curva en negrita] en relación con L_{opt} y L_c , [curva negra discontinua] con relación a la L_c opt. el panel medio inferior muestra la presión de pesca relativo F/M [curva negra] con límites de confianza aproximados del 95% [curva punteada], con relación al nivel de referencia donde $F = M$ [línea horizontal verde]. El panel inferior derecho muestra la biomasa relativa B/B_0 [curva negra] con límites de confianza aproximado del 95% [curva negra punteada] con indicación de un proxi para B_{msy} [línea discontinua verde] y un proxi para B_{pa} o 0.5 de B_{msy} [línea de puntos roja].

Tabla 4-10. Estimación, para el último año, de los de parámetros y tasas de aprovechamiento del berrugante *Lobotes pacificus* obtenidos de las pesquerías de la cuenca del Pacífico colombiano.

	Unidades cm.	Límite inferior	Límite superior
L_c	71.2	69.4	73.3
L_c/L_{oo}	0.53	0.52	0.549
α	14.3	13.8	14.8
L_{medio}/L_{opt}	0.98		
$L_{95\%}$	112		
$L_{95\%}/L_{oo}$	84		
$L_{m 50\%}$	60.3	Madurez	64%
F/K	4.4	3.85	5.09
F/M	2.5	1.95	3.28
Z/K	6.23	5.71	6.88
Y/R'	0.024	0.0168	0.0335
B/B_0	0.16	0.115	0.229
B/B_{msy}	0.44	0.305	0.609

El anterior análisis se ve mucho más claro cuando se analizan las tasas relativas de la biomasa, notándose claramente, que el recurso ha estado soportando presiones que han dado como consecuencia, que excepto para los años 2009, 2014 y 2017, se han tenido periodos donde el reclutamiento se ha visto afectado, ósea que está por debajo de $0.5B_{msy}$. (Figura 4-8, Tabla 4-10).

4.2.2.5 Modelos CMSY y BSM para el análisis de las pesquerías del berrugate.

Estudiadas las condiciones iniciales de los datos de producción y CPUE ingresados al sistema se encuentra que con un intervalo de confianza del 95%, las capturas se ajustaron a las predicciones de del modelo. Sin embargo, la CPUE no tuvo la misma respuesta, esto se puede ver tanto en los ajustes del CPUE y el diagnóstico de los residuos, que no se ajustaron a la dispersión esperada. (franja naranja en la Figura 4-9)

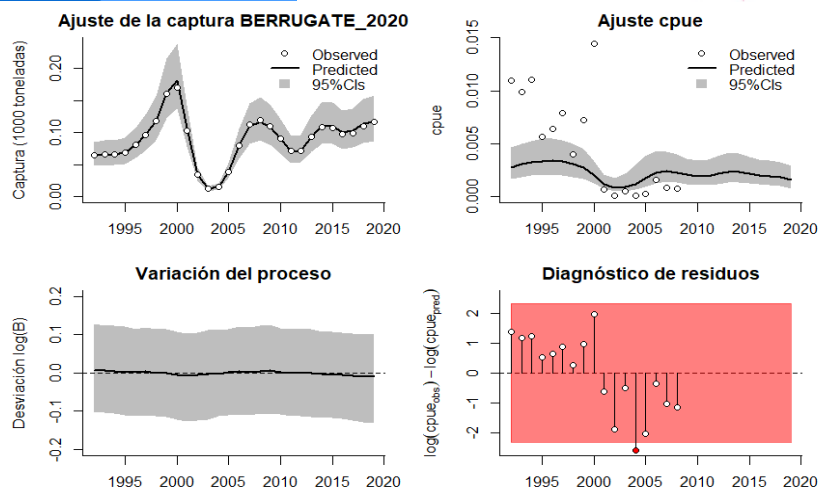


Figura 4-9. Modelación de las pesquerías del berrugate *Lobotes pacificus*. En el panel superior izquierdo muestra el comportamiento de las pesquerías con límites de confianza aproximada ante del 95 %. En el panel superior derecho se muestra el ajuste de los datos de CPUE estimados y observados con una aproximación al 95% de seguridad [zona gris]; en el panel inferior izquierdo se muestra el comportamiento del modelo estimado con una visión del logaritmo de la biomasa, la zona gris es el nivel de seguridad al 95%, el panel inferior izquierdo es en análisis de los residuos de la evaluación del CPUE, la zona en rojo muestra que hay algunas diferencias de estos residuos frente al comportamiento normal de los mismos.

Parte de análisis de los datos es determinar los factores probabilísticos de las densidades de los principales puntos de referencia con el fin de estimar su efecto en los análisis que se realizan, resultando que análisis prior y posterior por su distribución y bajo el concepto que las relaciones de varianzas prior y posterior [PPRV], y teniendo en cuenta que el menos valor fue el del parámetro MSY y los parámetros de tasa intrínseca de crecimiento $[r]$, y capacidad de carga al ecosistema $[K]$ es menor y similar entre sí, concluyendo que el mejor ajuste fue para el MSY. (Figura 4-10, Tabla 4-11)

Cuando se carga la variable CPUE al sistema las densidades, se comportan de una manera similar referente a la estimación de los parámetros prior y posterior, e igualmente en el comportamiento de las tasas de biomasa relativa $[B/K]$ en los años de referencia [1992, 2002 y 2019], queda claro que acerca los resultados por las dos vías que el resultado es similar [CMSY y BSM]. (Figura 4-11)

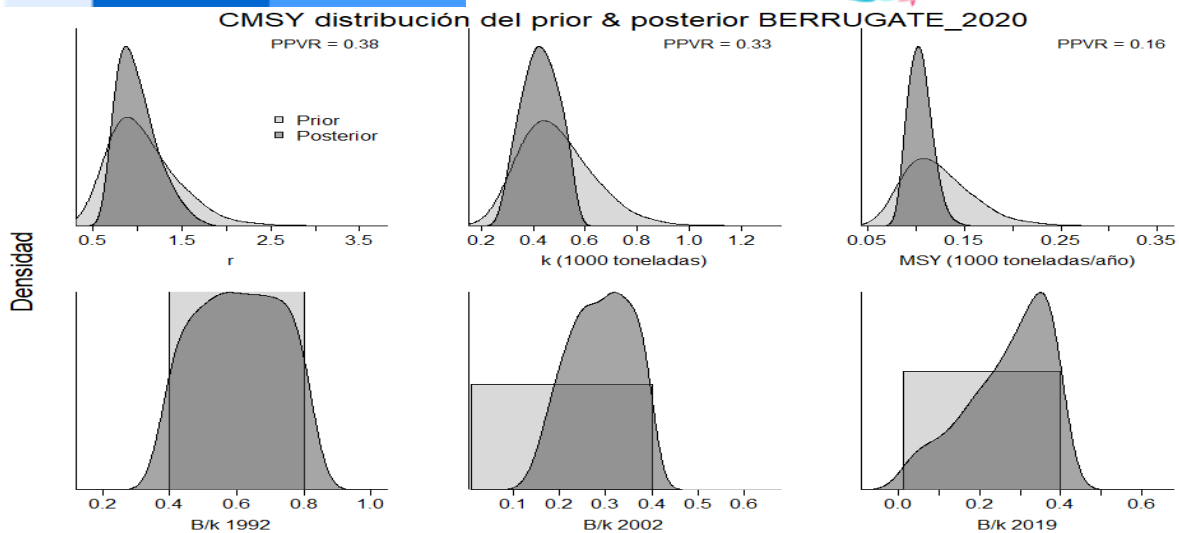


Figura 4-10. Determinación de las zonas de densidad probabilística de los análisis realizados, aplicando el modelo CMSY, pre y post de la aplicación de la teoría bayesiana. el panel superior se refiere a los ajustes en cuanto a la tasa intrínseca de crecimiento [r], la capacidad de carga del ecosistema [K], y del rendimiento máximo sostenible [MSY]. En el panel inferior está el estudio muestra los mismos análisis probabilísticos para los años iniciales el medio más bajo y el final.

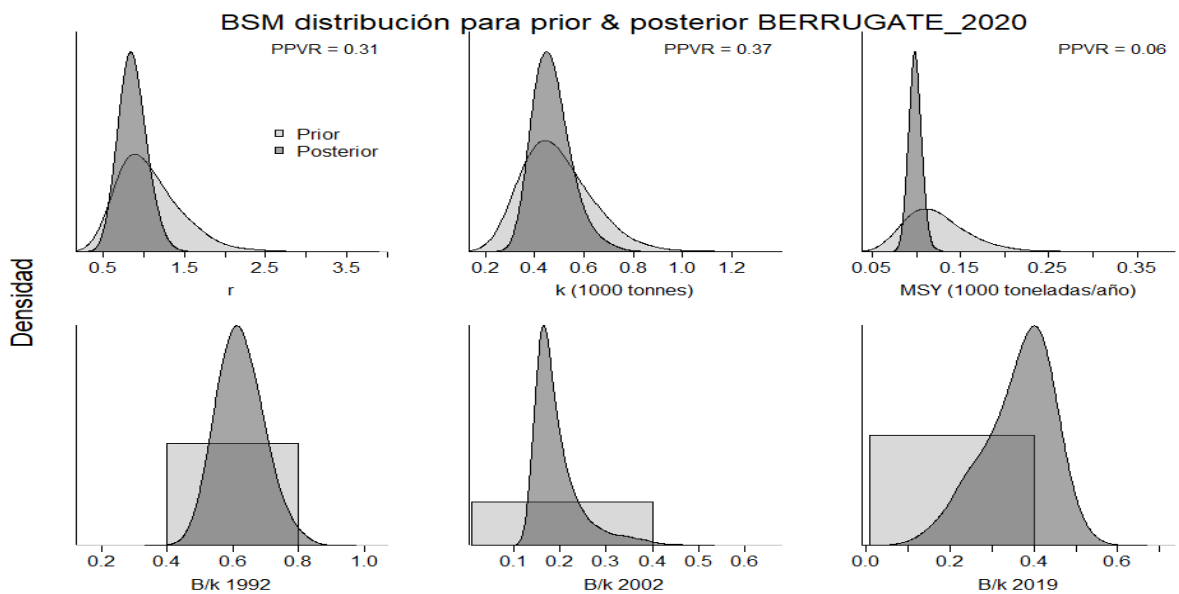


Figura 4-11. Determinación de las zonas de densidad probabilística de los análisis realizados para el berrugate *Lobotes pacificus*, aplicando el modelo CMSY, pre y post de la aplicación de la teoría bayesiana. el panel superior se refiere a los ajustes en cuanto a la tasa intrínseca de crecimiento [r], la capacidad de carga del ecosistema [K], y del rendimiento máximo sostenible [MSY]. En el panel inferior está el estudio muestra los mismos análisis probabilísticos para los años iniciales el medio más bajo y el final.

Los resultados más determinantes están los relacionados inicialmente con las producciones. Se observan muchas variaciones, por lo que se incluyó una media móvil que suavizó estas oscilaciones, resultando que las producciones han tenido dos periodos, uno entre los años 1992 a 200, donde creció hasta el límite de producción y luego decayó; el segundo periodo está entre

2005 al 2019, donde con algunas variaciones se ha mantenido con un ligero crecimiento. (Figura 4-12)

Analizado el tamaño del stock bajo las variaciones de la tasa relativa de las biomazas $[B/K]$, se encuentra que al inicio de la serie histórica, el rango de estas estuvo, en el año 1992, entre 0.4 a 0.8; luego pasó a un rango entre 0.0 a 0.4 que fue el periodo donde se llegó a los extremos incluyendo una posibilidad de colapso de las pesquerías, dado en el 2002, ésta situación varió ligeramente ya que para el año 2019 el rango fue entre 0.01 y 0.4 (Figura 4-12, Tabla 4-12, Tabla 4-13).

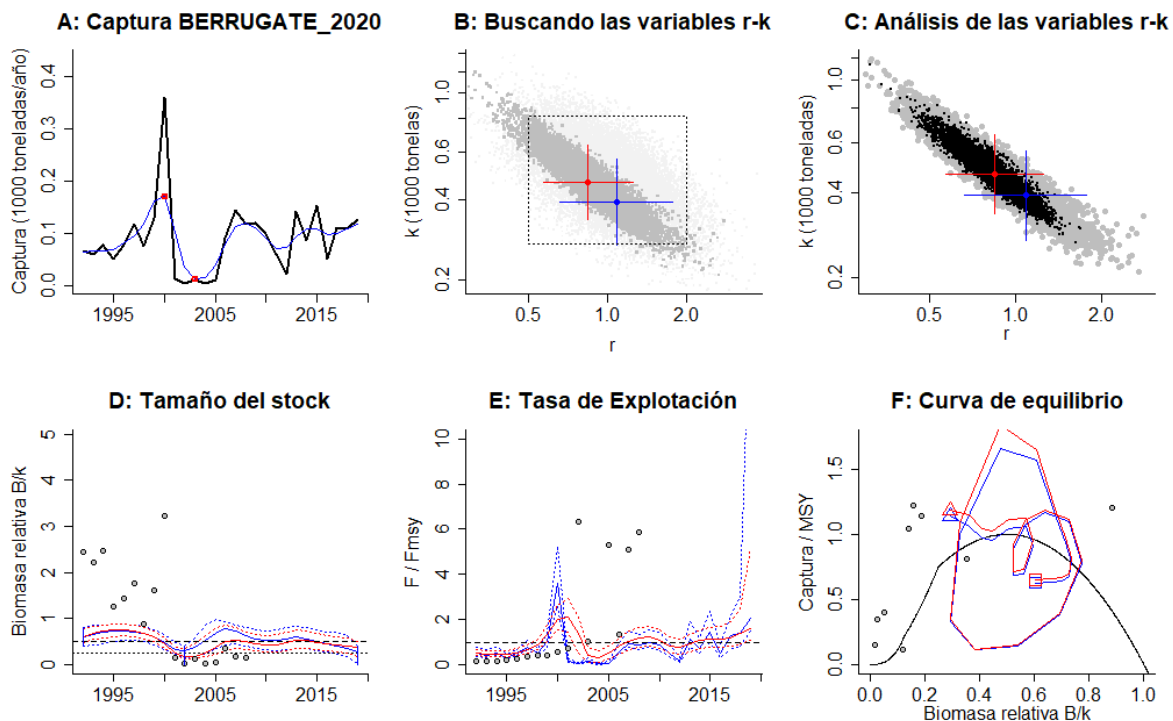


Figura 4-12. Resultados del Análisis de las pesquerías del berrugate *Lobotes pacificus* para la cuenca del Pacífico Colombiano utilizando los modelos CMSY y CSB. El panel superior izquierdo muestra en negro las series temporales de capturas y en azul el promedio móvil de tres años con indicación de la captura más alta y baja, como se usa en la estimación de la biomasa previa por las reglas predeterminadas. El panel B muestra el espacio de registro de r-k explorado y en gris oscuro los pares de r-k que el modelo CMSY encontró compatibles con las capturas y la información previa. El panel C muestra el par r-k más probable y sus límites de confianza aproximados del 95% en azul. Los puntos negros son posibles pares r-k encontrados por el modelo BMS, con una cruz roja que indica el par r-k más probable y sus límites de confianza del 95%. El panel D muestra los datos de abundancia disponibles en rojo, escalados a la estimación BSM de $B_{msy}=0.5 k$, y en azul la trayectoria de biomasa estimada por CMSY. Las líneas punteadas indican los percentiles 2.5 y 97.5. Las líneas azules verticales indican los rangos de biomasa anteriores. El panel E muestra en rojo la tasa de cosecha [captura/abundancia] escalada a la estimación $r/2$ de BSM, y en azul la tasa de cosecha correspondiente de CMSY. El panel F muestra la curva de equilibrio de Schaefer de captura/RMSY en relación con B/k , con sangría en $B/k < 0.25$ para explicar el reclutamiento reducido en tamaños de stock bajos. Los puntos rojos se escalan por estimaciones de BSM y los puntos azules se escalan por estimaciones de CMSY.

Medido el impacto que la presión pesquera ejerce sobre el recurso, se encontró que, en el año 2002, se ejerció la mayor presión; para el último año se nota que al usar los datos de CPUE se ajustaron las tasas de presión pesquera $[F/F_{msy}]$ entre 2.02 a 1.58, valores que son un poco altos para el nivel límite de 1. (Figura 4-12, Tabla 4-12, Tabla 4-13)

De acuerdo con lo establecido teóricamente, la especie se estimaba de alta resiliencia, con un coeficiente de capturabilidad más alto que el estimado anteriormente, lo cual significa un aumento en la eficiencia de los artes de pesca y un nivel de aprovechamiento catalogado como de agotamiento medio, así, como una resiliencia media. (Tabla 4-12, Tabla 4-13)

Cuando se analiza la curva de equilibrio, se encuentra que la mayoría de los datos están por debajo del punto de equilibrio, indicando que el nivel de aprovechamiento sobrepasa el punto de referencia límite, con un rendimiento máximo sostenible de 103 toneladas que es cercano al propuesto inicialmente. (Tabla 4-13)

Tabla 4-11. Resultados del CMSY para las pesquerías del berrugate *Lobotes pacificus* para la cuenca del Pacífico colombiano.

Parámetros estimados	Valor	C.I. al 95%	
r	1.07	0.632	1.82
MSY	103	82.7	129
K	1460	1010	2120
		2.2 th perc.	97.5th perc.
Biomasa relativa en el último año	0.291 de K	0.0367	0.395
Explotación $F/(r/2)$ en el último año	2.06	1.51	16.3

Tabla 4-12. Resultados de modelo Schaefer de tipo bayesiano [BMS] usando capturas y CPUE para las pesquerías del berrugate *Lobotes pacificus* para la cuenca del Pacífico colombiano.

Parámetros estimados		Límite inferior	Límite superior
q	0.00963	0.00586	0.0158
		95 % CI	
r	0.847	0.571	0.114
k	465	337	640
MSY	98.4	85.3	114
		2.5th perc.	97.5th perc.
Biomasa relativa para el último año	0.377 de K	0.176	0.498
Explotación $F/(r/2)$ en el último año	1.58	1.11	5.16
r-k log correlación =	-0.94		

Tabla 4-13. Estimación de los puntos de referencia para la toma de decisiones en el manejo de berrugate *Lobotes pacificus* para la cuenca del Pacífico colombiano.

Parámetros	valor	95 % CI			Decisión
Fmsy =	0.424	0.286	0.628	(si $B > 1/2$ Bmsy cuando Fmsy = 0.5r)	0.424
Fmsy =	0.424	0.286	0.628	(r y Fmsy se reducen linealmente si $B < 1/2$ Bmsy)	
MSY	98.4	85.3	114		
Bmsy =	232	169	320		
		2.5th perc.	97.5th perc.		
Biomasa en el último año	175	81.8	231		
B/Bmsy en el último año	0.754	0.352	0.996		
Mortalidad por pesca en el último año =	0.667	0.505	1.43		
Explotación F/Fmsy =	1.58	1.11	5.16		

Se estableció el comportamiento de las capturas frente al rendimiento máximo sostenible, el cual mostró aumentos y disminuciones secuenciales, aunque la tasa relativa de biomasa [B/Bmsy], mostró que se tuvo un año donde los niveles pudieron afectar el reclutamiento; a la par con estos movimiento la tasa de presión pesquera [F/Fmsy] un comportamiento similar a las anteriores, con años altos [2000] y años bajos [2004], lo cual muestra las respuestas del sistema frente a los cambios poblacionales de la especie y como una salida a las pesquería que busca su equilibrio, pero sin haberse aún recuperado tal nivel. (Figura 4-13)

Finalmente el gráfico de fases de Kobe, registra el recorrido histórico de las pesquerías de berrugate, que en valores relativos tuvo algunos años excelentes, luego entró a la fase de plena explotación, pasando casi de inmediato a los niveles de agotamiento intenso, siendo inclusive el año 2002, el que tuvo probabilidades de impactar el reclutamiento [0.5 B/Bmsy], concluyéndose que el 95 % de que las pesquerías están en niveles se sobre explotación, el 1.9 % en fase de plena explotación y el 0.4 % en nivel óptimo. (Figura 4-14)

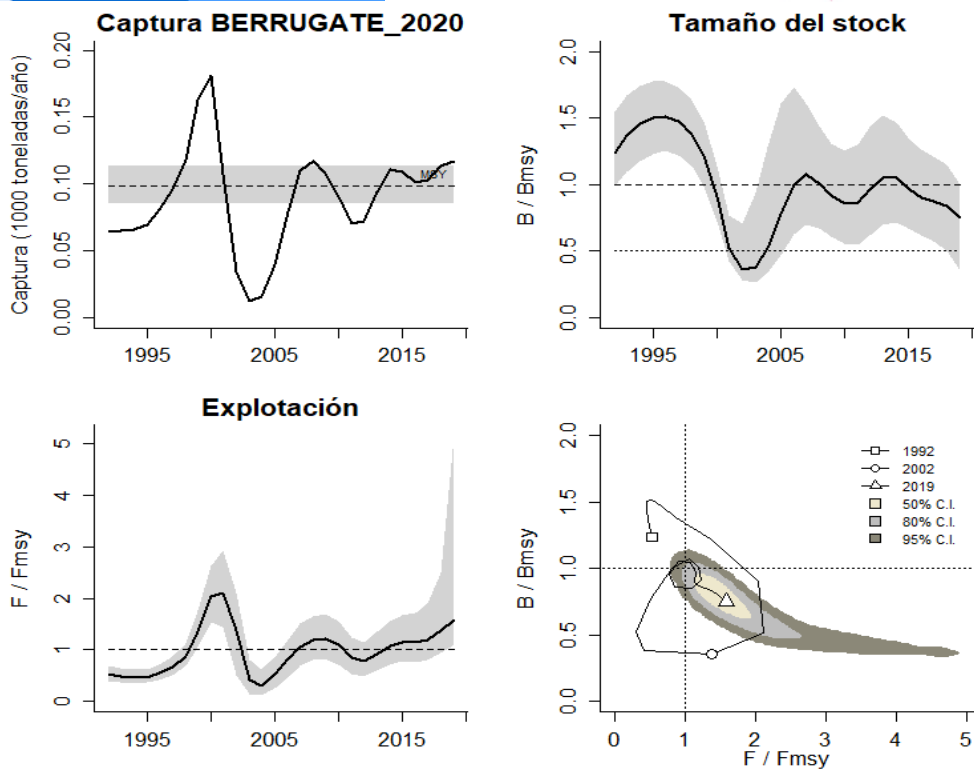


Figura 4-13. Análisis de las pesquerías del berrugate *Lobotes pacificus* para la cuenca del Pacífico colombiano. El panel superior izquierdo muestra el comportamiento de las capturas [curva negra] y la zona gris muestra el nivel de seguridad al 95%. El panel superior derecho muestra la tasa de aprovechamiento de la biomasa frente al RMS. El panel inferior izquierdo muestra la tasa de aprovechamiento frente a al estándar donde $F = F_{msy}$ [línea punteada] y el observado [curva negra] la zona gris es el nivel de seguridad al 95%, el panel inferior derecho muestra el resumen de las tasas relativas de biomasa y las tasas relativas de esfuerzo.

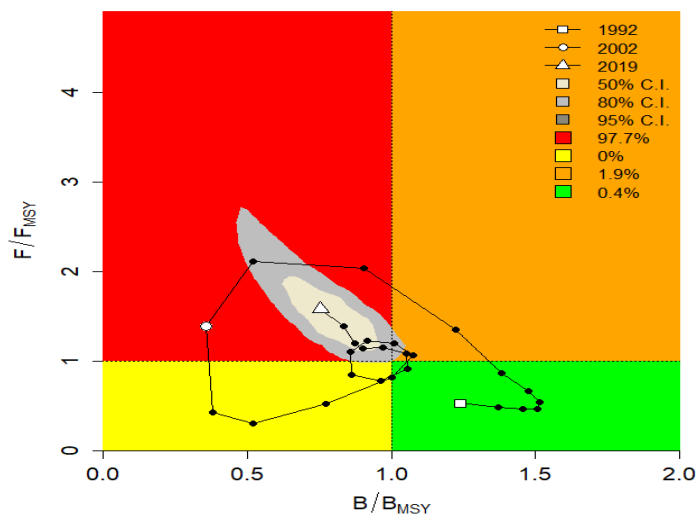


Figura 4-14. Análisis de las pesquerías del berrugate *Lobotes pacificus* en la cuenca del Pacífico colombiano, utilizando el gráfico de fases de Kobe.

4.2.2.6 Conclusiones sobre el berrugate

El berrugate es un recurso aprovechado como parte de las pesquerías multiespecíficas artesanales principalmente, aunque puede ser aprovechado como parte de capturas incidentales de la pesquería industrial de arrastre del Camarón de Aguas Someras.

Con la evaluación de los modelos utilizados, los resultados, muestran un recurso que tiene una alta capacidad de resistencia y puede mantener un stock productivo a pesar de que casi todos los recursos están siendo presionados, es indiscutible que la resiliencia en este tipo de recursos afronta un papel importante para que el mismo tenga oportunidades de sostenerse.

Cuando hay cambios sensibles, estos se han visto bastante impactantes; el recurso en 2015 estaba aceptablemente saludable, pero al 2018, se encuentra mucho más deteriorado, por lo que las medidas de regulación deben ser adecuadas.

Los resultados comparativos entre los modelos LBB y CMSY solo difieren en los resultados puntuales, pero si observamos los rangos de dispersión coinciden en el cruce de sus valores, esto indica que la información sobre el estado de salud del recurso es bastante sólida.

A partir de las estimaciones realizadas de la tasa de explotación de 1.58, y un porcentaje de madurez sexual de 67%, longitud óptima L_{op} de 89 cm de Lt., la biomasa relativa de 0.754, la mortalidad por pesca actual de 0.667 año⁻¹, y la mortalidad por pesca en rendimiento máximo sostenible 0.424 año⁻¹, se propone que el rendimiento máximo sostenible (MSY) para la especie sea un valor de $98.4 \pm (85.3 - 114)$.

4.2.3 Pesquerías del pargo rojo [*Lutjanus peru*, Nichols & Murphy, 1922]



Foto: R. Robertson © (Fishbase)

Nombres en inglés: Pacific red snapper

4.2.3.1 Antecedentes del recurso pargo rojo

Es un recurso de alto valor comercial para todas las pesquerías del país puesto, que su valor no solo es alto nacionalmente, sino que es un recurso con mercado internacional.

Se mueve dentro de ambientes tanto oceánicos como arrecifales, y se distribuye hasta los 40 m., de profundidad, se reporta en el Pacífico oriental desde México a Perú. Hay registro de individuos de hasta de 95 cm., de Lt., con una talla media de madurez sexual de 22 cm. (Fishbase, 2020).

Se ha estudiado los efectos de la temperatura y la salinidad en la supervivencia de los juveniles, encontrándose que el 86% sobreviven entre los 35 a 45 psu de salinidad. En cuanto la temperatura se encontraron efectos positivos en las tasas de crecimiento entre temperaturas desde 25 a 30 °C y salinidades desde 35 a 45 psu; pero cuando se incrementó por encima de los 45 psu los rendimientos decrecieron apreciablemente por lo que se demostró que es una especie eurihalina. (Castillo-Vargasmachuca, y otros, 2013).

Una de las problemáticas que enfrenta las pesquerías de pargo rojo se refiere a su tipo de extracción, debido a que los juveniles son capturados por redes camaroneras y adultos y juveniles son parte de la actividad de la pesca artesanal. (Díaz-Uribe, Chávez, & Elorduy-Garay, 2004).

Una investigación anterior demostró que la talla de madurez fue de 33 cm de Lt., que correspondió a 3.4 años; determinado que los organismos juveniles están sometidos a una mayor presión de pesca. De otra parte, se advierte que las capturas están de huachinango [pargo rojo], están relacionadas con fenómenos ambientales, pues muestran coincidencias con El Niño 1982/83 y 1997/98, aunque no se tiene una demostración clásica de esta eventualidad; igualmente se considera importante que las pesquerías artesanales de acceso abierto sean reguladas para que el rendimiento máximo sostenible [MSY] no sea rebasado que se considera un punto de referencia límite. (Díaz-Uribe, Chávez, & Elorduy-Garay, 2004).

El análisis del crecimiento con estructuras duras como los otolitos, mediante la ecuación de crecimiento de von Bertalanffy [GFVB] permitió determinar cómo longitud asintótica L_{∞} con un valor de 97.32 cm, y una tasa de crecimiento metabólica $K = 0.111 \text{ año}^{-1}$, con una estimación de $t_0 = -0.316$. La edad máxima fue calculada en 31 años a una longitud de 99.2 cm de Lt. y para las hembras una tasa instantánea de mortalidad total $Z = 0.282 \text{ año}^{-1}$, y para los machos de $Z = 0.366 \text{ años}^{-1}$. (Rocha-Olivares, 1997).

En 1999, el Estado de Guerrero -México-, se evaluó el estado poblacional, encontrándose que la tasa metabólica de crecimiento estuvo en $K = 0.144$ con un $t_0 = -0.23$ y una longitud asintótica $L_{\infty} = 80.85$ cm. Después de verificar varios métodos encontraron un rango de mortalidad natural entre 0.14 a 0.38; estimada la biomasa arrojó un valor de 8.454 toneladas, lo que permitió establecer el rendimiento máximo sostenible en 400 toneladas; así mismo, se estimó un rango de mortalidad por pesca entre 0.06 a 1.13; con la curva potencial se estimó la relación longitud peso con los parámetros $a = 0.0000545$ y un $b = 2.727$. (Santamaría & Chávez, 1999).

Así mismo, en México, durante el año 2010, se estudió el crecimiento visualizando anillos de crecimiento en escamas, con lo cual se estimó un valor de $L_{\infty} = 81.12$ cm, una tasa metabólica de crecimiento de $K = 0.24 \text{ años}^{-1}$, y un $t_0 = -0.39$; igualmente se encontró que los índices más altos de reproducción se encuentran en febrero y agosto y los periodos de reclutamiento al área están en enero a julio para los nacidos en agosto y de agosto a diciembre, para los nacidos en febrero. El tamaño de reclutamiento para la pesca es de 18 cm; la madurez sexual calculada para la especie fue de 25.45 cm y su máxima longevidad es de 12 años. (Gallaerdo-Cabello, Sanabria-Medez, M., Espino-Barr, & Anislado-Tolentino, 2010).

Los estudios para la especie en Colombia, se han realizado en el parque natural Isla Gorgona, donde los investigadores determinaron que la época de pesca está entre mayo agosto; y se pudo establecer los parámetros de la relación longitud peso que fueron $a= 0.0102$ y $b=3.0349$, que representa un crecimiento isométrico; para los parámetros de crecimiento se estimaron como longitud asintótica $L_{\infty}= 81.5$ cm y una tasa metabólica de $K=0.22$; pero uno de los resultados más sobresalientes fue el de la disminución de las tallas medias entre 1991 y 1992. (Caicedo, Rubio, Zapata, & Giraldo, 2006).

En un estudio adelantado sobre la reproducción se encontró que los periodos de reproducción están entre mayo y julio, aunque se detectaron pequeños periodos en septiembre y febrero a septiembre. (Dumas, Rosales-Velázquez, Contreras-Olguín, Hernández-Ceballos, & Silverg, 2004). Zambrano et al. (2018a) reporto la especie como parte de las capturas de la pesca artesanal de la zona central del pacifico colombiano con TMC entre 46.6 y 51.2 cm LT y TMM entre 59. 4 y 64.4 cm LT.

4.2.3.2 Análisis de los datos biológico de las pesquerías de pargo rojo

Con base en el trabajo preliminar a este documento realizado por Gutiérrez-Bonilla & Barreto [2019] se pudieron establecer varios parámetros de la historia de vida de la especie, inicialmente se encontró una relación longitud peso que dio como resultado más sobresaliente, que el crecimiento de la especies es de tipo alométrico negativo [$b \neq 3$, $P < 0.05$], en cuanto a la estimación de los parámetros de crecimiento se estableció que la longitud asintótica y la tasa metabólica fueron mucho más altos que los estimados por lo que se acudió a determinar el Φ' los estudios anteriores tuvieron un rango entre 2.9 hasta 3.19, mientras que para este estudio su valor fue de 3.7. Esto puede significar dos cosas o el stock de Colombia es diferente a los de México o aquí hay individuos mucho más grandes que en la parte norte del Pacífico, ya que los sistemas para el cálculo son similares. (Gutierrez Bonilla & Barreto, 2019).

De otra parte, los resultados obtenidos para la tasa instantánea de mortalidad total, la tasa de mortalidad por pesca y la tasa de explotación, están sobrepasando los niveles de equilibrio y podría estar en sobreexplotación, puesto que estos valores son mucho más altos que los ya revisados. (Tabla 4-14)

Tabla 4-14. Relación de los parámetros estimados para *Lutjanus peru* de la cuenca del Pacífico colombiano.

A	b	r ²	T.M. [cm]	T.M.C. [cm]	L _∞ [cm]	K	Z	M	F	E
0.0332	2.7304	0.9739	38.5	62	105	0.51	2.25	0.8	1.45	0.64

Disponiendo de los datos recopilados hasta 2015, se aplicaron varios modelos, para hacer las estimaciones tanto del rendimiento máximo sostenible, como punto del punto de referencia límite, cálculos del rendimiento máximo económico, como del punto de referencia objetivo. Los cuales, junto con la determinación de la tasa de aprovechamiento, arrojó que es un recurso en el límite de su sostenibilidad ambiental, lo cual se ve claramente reforzado por la proporción de las tallas $[TM/TMC]$ que se presenta como un sistema sometido a un nivel de pesca muy alto. (Tabla 4-15)

Tabla 4-15. Estimación de los principales parámetros poblacionales de *Lutjanus peru* para la cuenca del Pacífico colombiano.

RMS	PRO	B/K	Q	TM/TMC	Fuente	E	Modelo usado	Observación
171	882,000,000	0.286	0.0011	0.62	Gutiérrez-Bonilla & Barreto 2019.	0.65	Bayesiano con variantes de cambios de 6 escenarios.	Sobrepasa los rendimientos máximos sostenibles.

4.2.3.3 Modelo de tallas LBB para las pesquerías del pargo rojo

Se revisaron los datos correspondientes a las pesquerías realizadas entre el 2007 – 2019, en lo relacionado con las tallas y aplicando la propuesta técnica que las mismas debe comportarse como una gráfica que se ajuste a las predicciones de selectividad de las artes; todos los datos por año se presentaron las distribuciones de acuerdo con de acuerdo lo previsto. ()

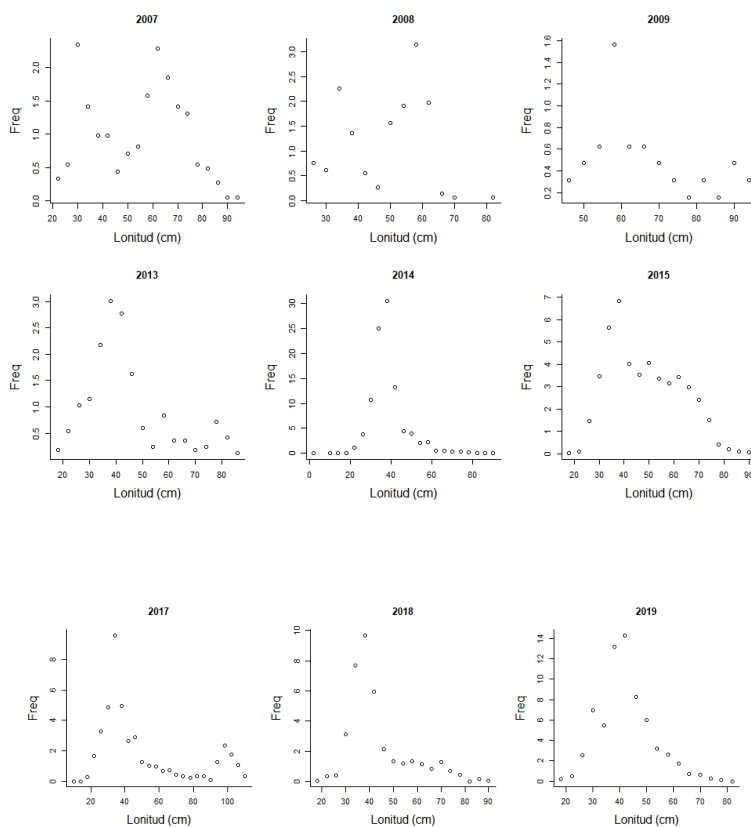


Figura 4-15. distribución de las tallas de pargo rojo en el Pacífico colombiano.

Los valores prior del análisis presenta una talla asintótica mucho más alta que la reportada por las anteriores evaluaciones para las cuotas de años anteriores, lo cual podría, como un supuesto teórico estar indicando que las pesquerías están buscando acceso a la especies en zonas de pesca que no habían sido exploradas anteriormente, los valores de la tala al 50% L_c es cercana a la talla media de captura (TMC) estimada en años anteriores. (Tabla 4-16)

Tabla 4-16. Principales estimaciones de los parámetros de la dinámica poblacional del pargo rojo del pacífico.

Loo prior	123	SD	1.23	unidade s cm			
Z/K prior	3.1	SD	1.62	M/K prior =	1.5	SD	0.15
F/K prior	1.6	(con un rango amplio t = 4 en una distribución log-normal)					
Lc prior	32.6	SD	3.26	alfa prior =	35.3	SD	3.53

De manera general las estimaciones de los parámetros que define el comportamiento de las poblaciones mostraron una proyección de la longitud asintótica similar a los valores estimados mediante el modelo en la estrategia prior, la longitud optima como (L_{op}) y la talla optima al 50% ($L_{C_{opt}}$) fueron calculadas para tallas de organismos adultos mostrando que la selectividad de las artes debe estar diseñadas para la captura de individuos cuyas tallas no proporcionan los mejores rendimientos. La tasas de mortalidad natural relacionada con tasa metabólica es muy cercana a los valores propuestos teóricamente; mientras que las otras tasas (F/K , Z/K , Y F/M) son valores muy altos que diagnostica una situación de sobrepesca; estos valores de advertencia se evidencian en la gráfica de explotación B/B_0 donde se empezó con valores aceptables pero a partir de 2013 se evidencia un decaimiento total inclusive por debajo de proxy 0.5 B_{msy} , con una ligera recuperación en el 2015 denotada también en la gráfica tasas de aprovechamiento pesquero (F/M). (Tabla 4-17, Tabla 4-18, Figura 4-16)

Tabla 4-17. Estimación de los principales parámetros que define el comportamiento del recurso pargo rojo del Pacífico colombiano.

$L_{inf} =$	122	rango	120	124
$L_{op} =$	82	$L_{opt}/L_{inf} =$	0.67	
$L_{c_{opt}} =$	73	$L_{c_{opt}}/L_{inf}$	0.6	
M/K	1.47	rango	1.16	1.78
F/K	3.45	rango	2.88	3.86
Z/K =	5.03	rango	4.76	5.39
F/M =	2.16	rango	1.54	2.8
$B/B_0 \quad F=M \quad L_c = L_{c_{opt}}$		0.367		
B/B_0	0.0906	rango	0.0578	0.124
$Y/R \quad F=M \quad L_c = L_{c_{opt}}$		0.047		
$Y/R \quad =$	0.0099	rango	0.00632	0.0136

Tabla 4-18. Estimación, para el último año, de los de parámetros y tasas de aprovechamiento del pargo rojo *Lutjanus peru* obtenidos de las pesquerías de la cuenca del Pacífico colombiano.

		rango	
Lc =	36.9	36.5	37.3
alfa	32.3	31.3	33.5
Lpromedio/Lopt =		0.57	
Lc/Linf =	0.3		
L95th =	82	L95th/Linf =	0.66
Lc/Lc_opt =	0.5	0.294	0.301
F/K =	6.9	6.45	7.55
F/M =	4.3	3.37	6.21
Z/K =	8.57	8.13	8.96
Y/R´ =	0.0042	0.00273	0.0064
B/Bo =	0.043	0.028	0.0656
B/BMSY =	0.12	0.0763	0.179
Lm50	46.1	Madurez	23%

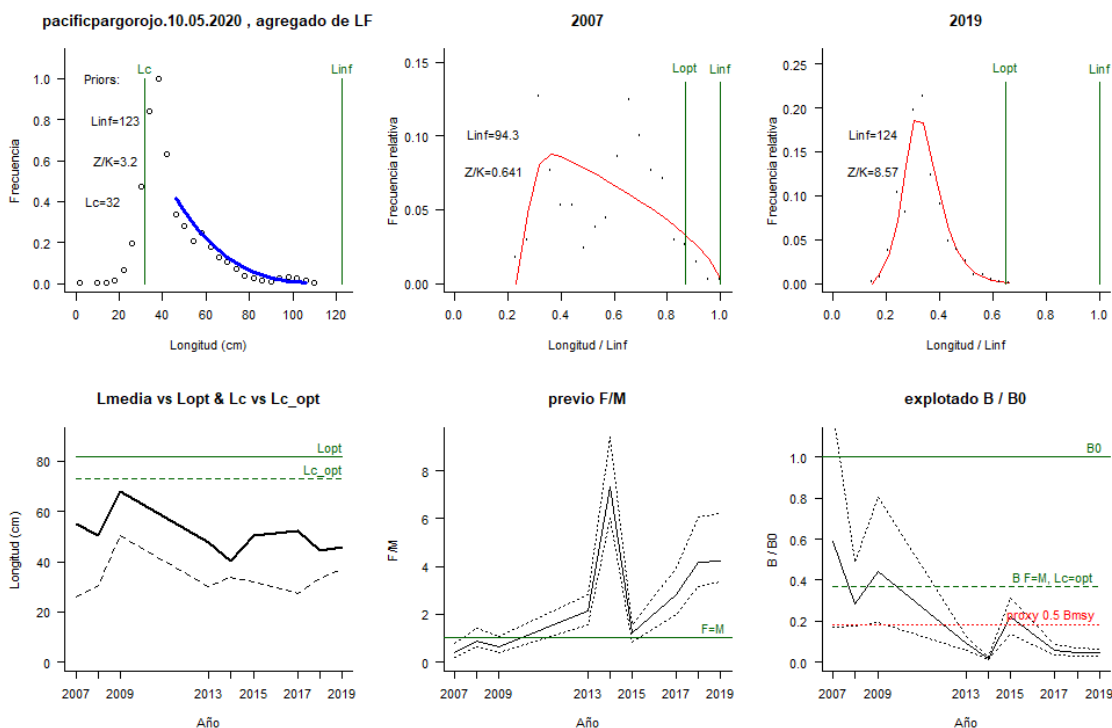


Figura 4-16. Comportamiento de las pesquerías del pargo rojo *Lutjanus peru* en la cuenca del Pacífico colombiano. El panel superior izquierdo muestra los datos frecuencias de longitudes utilizadas para estimar el pre de Lc., Loo y Z/K. Los paneles medio y derechos superiores muestran los datos de longitudes de frecuencias del primero y último año de la serie de tiempo estudiada. La curva roja muestra el ajuste de la ecuación que provee estimaciones de Z/K, M/K, F/K Lc. Loo, los cuales se calculan y se muestran como referencia. El panel inferior izquierdo muestra L media

[curva en negrita] en relación con L_{opt} y L_c , [curva negra discontinua] con relación a la L_c opt . el panel medio inferior muestra la presión de pesca relativo F/M [curva negra] con límites de confianza aproximados del 95% [curva punteada], con relación al nivel de referencia donde $F = M$ [línea horizontal verde]. El panel inferior derecho muestra la biomasa relativa B/B_0 [curva negra] con límites de confianza aproximado del 95% [curva negra punteada] con indicación de un $proxi$ para B_{msy} [línea discontinua verde] y un $proxi$ para B_{pa} o 0.5 de B_{msy} [línea de puntos roja].

4.2.3.4 Modelo CMSY y BMS para el análisis de las pesquerías del pargo rojo

Se evaluaron los datos tanto de captura como los de CPUE con el fin de observar su proyección dentro de los cálculos realizados. Se encontró que este recurso cumplió con todos lo supuesto, de tal manera que las observaciones y las predicciones sobre el modelo se ajustaron perfectamente y ninguno estuvo por fuera de rango de seguridad al 95% del intervalo de confianza [CI]; de la misma manera en análisis de los residuos se ajustaron a los estándares teóricos establecidos (Froese, y otros, 2018); así mismo la evaluación sobre las estimaciones de biomasa mostraron los cambios permanentes que ha tenido los grupos poblacionales. (Figura 4-17)

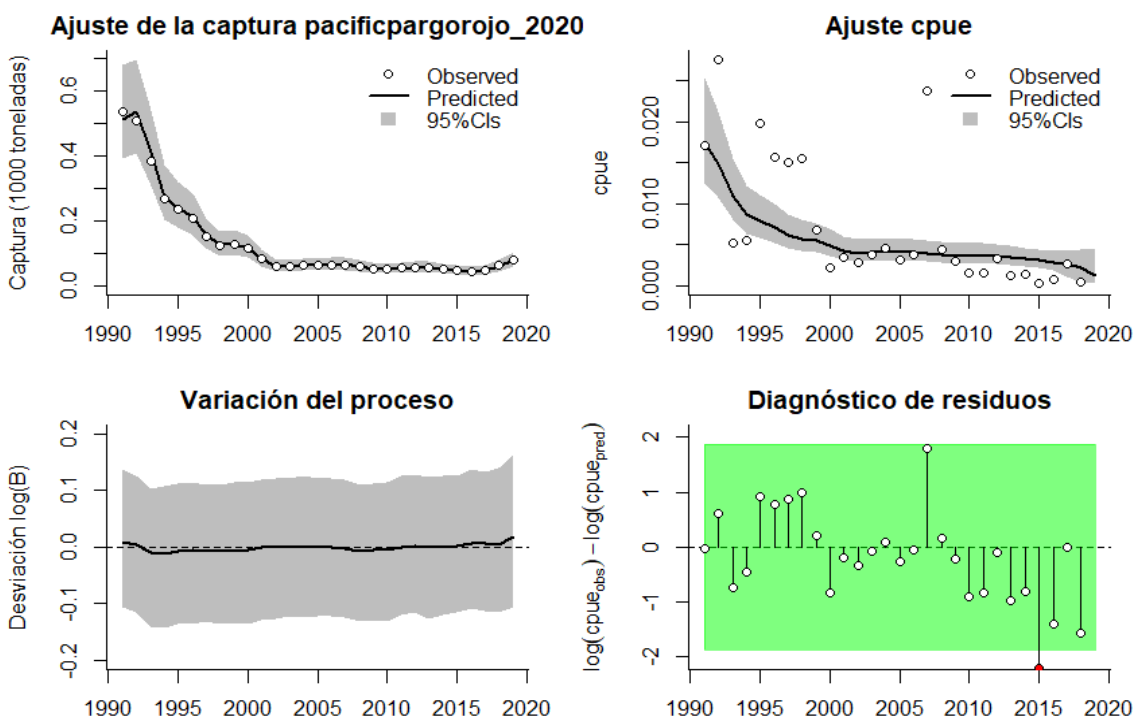


Figura 4-17. Modelación de las pesquerías. En el panel superior izquierdo muestra el comportamiento de las pesquerías de pargo rojo *Lutjanus peru*, con límites de confianza aproximad ante del 95%. En el panel superior derecho se muestra el ajuste de los datos de CPUE estimados y observados con una aproximación al 95% de seguridad [zona gris]; en el panel inferior izquierdo se muestra el comportamiento del modelo estimado con una visión del logaritmo de la biomasa, la zona gris es el nivel de seguridad al 95%, el panel inferior izquierdo es en análisis de los residuos de la evaluación del CPUE, la zona en verde muestra que hay un ajuste efectivo frente al comportamiento normal de los mismos.

Analizado el comportamiento de las densidades de los puntos de referencia utilizados, se encontró que el menor valor de las varianzas de los análisis prior y posterior fue para la tasa

intrínseca de crecimiento [r] por lo tanto es el mejor ajuste para el modelo, y en su orden están las probabilidades estadísticas de la capacidad de carga y, contrario a los anteriores recursos, el de menor ajuste es el del rendimiento máximo sostenible [MSY].

De otra parte, el análisis del comportamiento prior y posterior permitió observar cómo actuaron éstos en cada uno de los años base muestreados, determinándose que las tasas relativas de las biomazas tuvieron variaciones incluyentes. Inicialmente tuvieron densidad alta para el año 1991, luego en siguiente año de referencia fue el 2015 que mostró un descenso en el potencial de las biomazas, esto se mantuvo para el año final de 2019. (Figura 4-18, Tabla 4-19, Tabla 4-20)

Revisado el análisis, pero incluyendo la CPUE, mediante el modelo BSM, los resultados cambiaron diametralmente la razón de varianzas y ahora el mejor ajuste es para la capacidad de carga [k] seguido por el MSY y las varianzas más altas se dan para r. (Figura 4-17, Tabla 4-18, Tabla 4-19, Tabla 4-20)

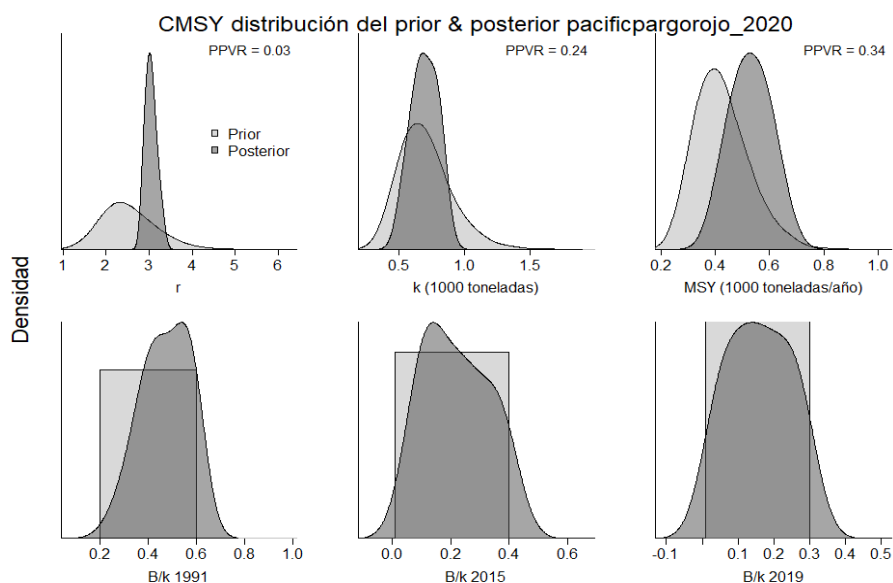


Figura 4-18. Determinación de las zonas de densidad probabilística de los análisis realizados, aplicando el modelo CMSY, pre y post de la aplicación de la teoría bayesiana. el panel superior se refiere a los ajustes en cuanto a la tasa intrínseca de crecimiento [r], la capacidad de carga del ecosistema [K], y del rendimiento máximo sostenible [MSY]. En el panel inferior está el estudio muestra los mismos análisis probabilísticos para los años iniciales el medio más bajo y el final.

Tabla 4-19. Resultados del CMSY para las pesquerías del pargo chino *Lutjanus peru* para la cuenca del Pacífico colombiano.

Parámetros estimados	Valor	C.I. al 95%	
		2.25 th perc.	97.5th perc.
r	2.92	2.69	3.17
MSY	493	382	597
K	645	499	834
		2.25 th perc.	97.5th perc.
Biomasa relativa en el último año	0.168k	0.0197	0.291
Explotación F/(r/2) en el último año	0.996	0.576	8.51

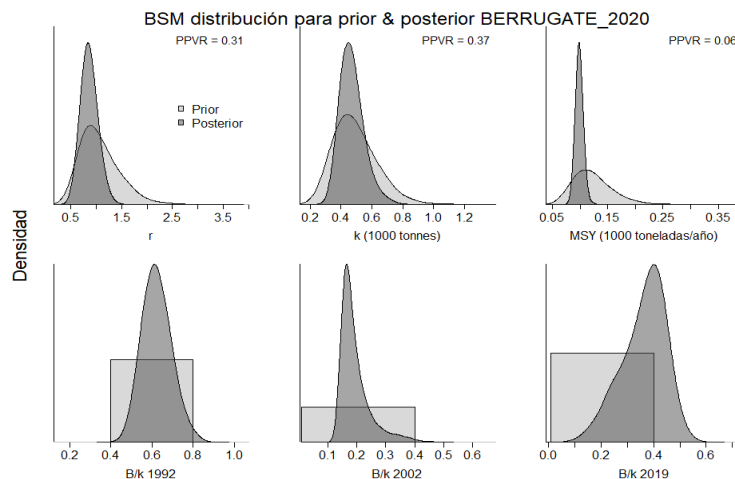


Figura 4-19. Determinación de las zonas de densidad probabilística de los análisis realizados, aplicando el modelo BSMY, pre y post de la aplicación de la teoría bayesiana. el panel superior se refiere a los ajustes en cuanto a la tasa intrínseca de crecimiento [r], la capacidad de carga del ecosistema [K], y del rendimiento máximo sostenible [MSY]. En el panel inferior está el estudio muestra los mismos análisis probabilísticos para los años iniciales el medio más bajo y el final.

Tabla 4-20. Resultados de modelo Schaefer de tipo bayesiano [BMS] usando capturas y CPUE para las pesquerías del pargo rojo *Lutjanus peru* en la cuenca del Pacífico colombiano.

Parámetros estimados		Límite inferior	Límite superior
q	0.0397	0.0315	0.0501
95 % CI			
r	2.13	1.77	2.58
k	1360	987	1870
MSY	726	542	972
		2.25th perc.	97.5th perc.
Biomasa relativa para el último año	0.116k	0.0274	0.318
Explotación $F/(r/2)$ en el último año	1.03	0.167	17.9
r -k correlación =		-0.44	

Quando se realizó la evaluación del comportamiento de las capturas se encontró que la pesquería, se ha ido disminuyendo paulatinamente, aunque hay una ligera recuperación para el último año; enseguida se analizó lo que pasó con el tamaño del stock frente a la biomasa relativa a través de los años, lo primero a esclarecer es que las rutas de lo ocurrido con la captura [línea azul], frente a los que pasó con la CPUE [línea roja], es diferente especialmente porque la CPUE se comporta como un nivel de referencia, por lo que al ser este estático, le permite a la tasa relativa moverse, de forma aleatoria, con impactos y reacciones que posiblemente tenga que ver con las variaciones externas al sistema como cambios climáticos oceanográficos contaminación entre otras que hace que el sistema sea variable. (Figura 4-20).

Quando se analizan los resultados con relación a la tasas de aprovechamiento pesquero $[F/F_{msy}]$, encontramos un situación inversa a la planteada sobre el tamaño de las producciones;

estas permanecen fijas mientras lo que varía es la tasas estimada por el modelo BSM, esto permite visualizar que mientras las biomásas fluctúan la tasa de aprovechamiento permaneció más o menos constante y cuando las tasas se modificaron en relación con la CPUE, estas tuvieron cambios apreciables. (Figura 4-20).

Se obtuvo un modelo de curva de equilibrio, donde se muestra cómo las pesquerías empezaron en un punto de rendimiento máximo sostenible que rápidamente pasaron a los niveles máximos de aprovechamiento, de allí tuvieron un proceso de altas y bajas sucesivas donde se pasó de un periodo corto de alta producción a uno bajo, se tuvieron muchos puntos acumulados en la base de extrema explotación que casi conllevan al sistema a un colapso(Figura 4-20). Analizado lo que con las capturas frente a la estimación que se hizo del rendimiento máximo sostenible, en ningún año se alcanzó hasta este punto de referencia límite, esto se evidencia cuando se revisan las tasas relativas [tamaño del stock] a través de los años, que la mayoría de las veces se tuvo valor inferior a la línea de 0.5 B/Bmsy, que indica que se incidió negativamente en el reclutamiento. En cuanto a la tasa de explotación ocurrió un periodo de intenso impacto entre los años 2015 a 2018. (Figura 4-21)

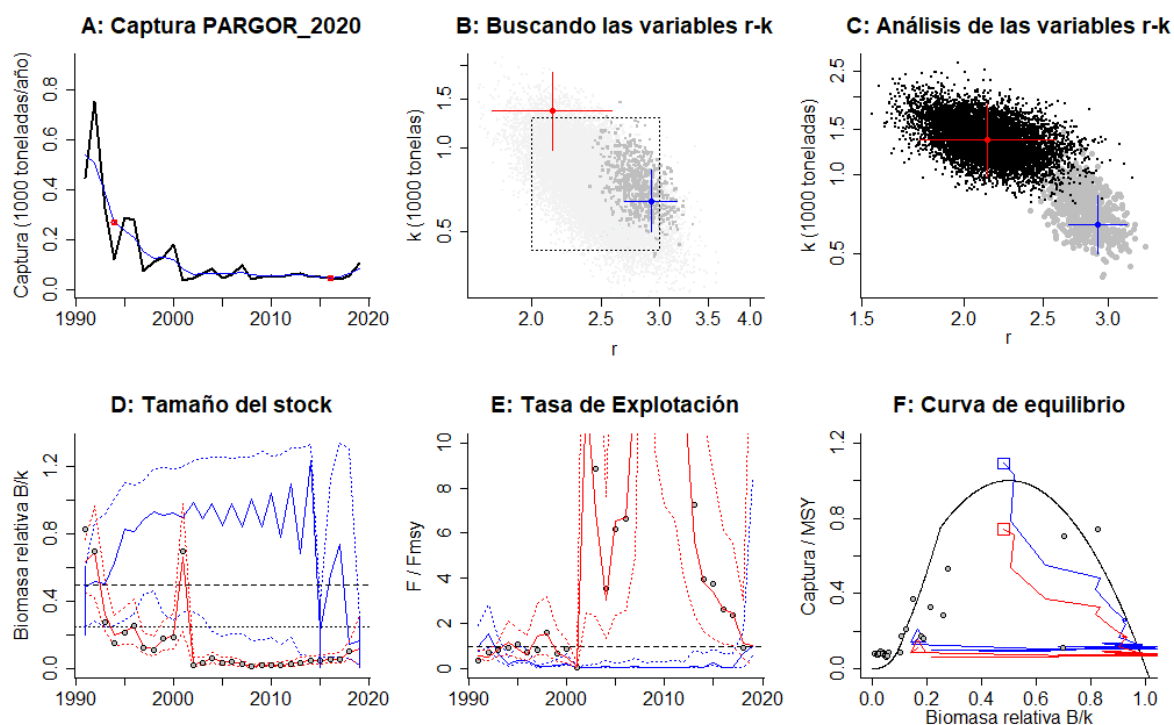


Figura 4-20 Resultados del Análisis de las pesquerías del pargo rojo *Lutjanus peru* para el Caribe Colombiano utilizando los modelos CMSY y CSB. El panel superior izquierdo muestra en negro las series temporales de capturas y en azul el promedio móvil de tres años con indicación de la captura más alta y baja, como se usa en la estimación de la biomasa previa por las reglas predeterminadas. El panel B muestra el espacio de registro de r-k explorado y en gris oscuro los pares de r-k que el modelo CMSY encontró compatibles con las capturas y la información previa. El panel C muestra el par r-k más probable y sus límites de confianza aproximados del 95% en azul. Los puntos negros son posibles pares r-k encontrados por el modelo BMS, con una cruz roja que indica el par r-k más probable y sus límites de confianza del 95%. El panel D muestra los datos de abundancia disponibles en rojo, escalados a la estimación BSM de $B_{msy} = 0.5 k$, y en azul la trayectoria de biomasa estimada por CMSY. Las líneas punteadas indican los percentiles 2.5 y 97.5. Las líneas azules verticales indican los rangos de biomasa anteriores. El panel E muestra en rojo la tasa de cosecha [captura/abundancia] escalada a la estimación $r/2$ de BSM, y en azul la tasa de cosecha correspondiente de CMSY. El panel F muestra la curva de equilibrio de Schaefer de captura/RMS en relación con B/k ,

con sangría en $B/k < 0.25$ para explicar el reclutamiento reducido en tamaños de stock bajos. Los puntos rojos se escalan por estimaciones de BSM y los puntos azules se escalan por estimaciones de CMSY.

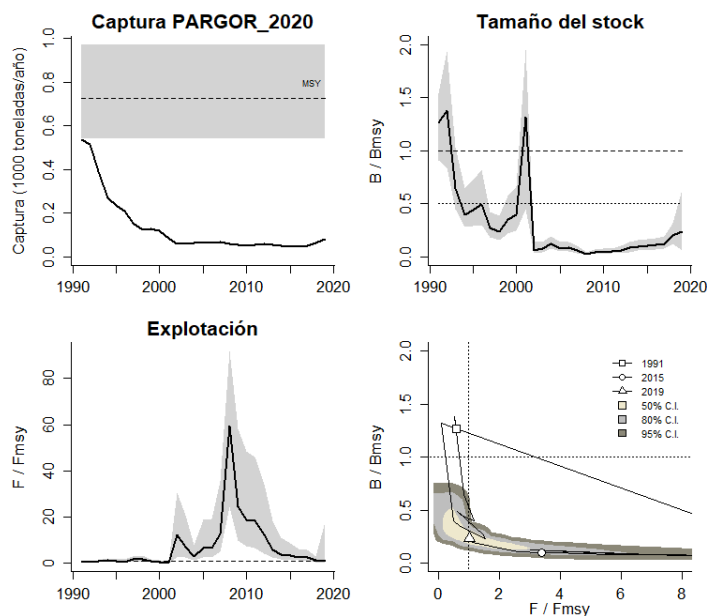


Figura 4-21 Análisis de las pesquerías del pargo chino *Lutjanus peru* en la cuenca del Pacífico colombiano. El panel superior izquierdo muestra el comportamiento de las capturas [curva negra] y la zona gris muestra el nivel de seguridad al 95%. El panel superior derecho muestra la tasa de aprovechamiento de la biomasa frente al RMS. El panel inferior izquierdo muestra la tasa de aprovechamiento frente a al estándar donde $F = F_{msy}$ [línea punteada] y el observado [curva negra] la zona gris es el nivel de seguridad al 95%, el panel inferior derecho muestra el resumen de las tasas relativas de biomasa y las tasas relativas de esfuerzo.

Finalmente se analizó, con la ayuda del gráfico de fases de Kobe, la secuencia del comportamiento de las capturas, encontrándose que tuvieron una primera fase de subexplotación luego y de improviso se entró en la fase de sobreexplotación, y aunque ha tenido algún periodo de recuperación, casi todas las fase de intensidad están en la zona roja de casi colapso, lo que afectó el reclutamiento, pues en la mayoría de los años se encuentra por debajo de la franjada de $0.5 B/B_{msy}$ y por encima de valor límite de F/F_{msy} de 1. Sin embargo, en los dos últimos años se ha visto una ligera recuperación, por lo que, en términos probabilísticos en el 2019, el 51% estuvo en la zona crítica de las pesquerías y el 49 % en zona de recuperación. (Figura 4-22).

4.2.3.5 Conclusiones

El pargo rojo puede ser susceptible de capturas objetivo en determinadas temporadas del año cuando es más abundante, especialmente con artes de anzuelo. Sin embargo, hace parte de las capturas aprovechadas con redes de enmalle.

De acuerdo con los análisis realizados, el pargo rojo tiene signos bienestar; lo cual no implica recomendar que se debe continuar con investigaciones sobre su dinámica poblacional.

Si las pesquerías siguen el camino de los últimos años, en donde se evidencia una leve recuperación, el recurso podría mostrar en pocos años un nivel ideal de recuperación, pues se puede pronosticar que, si se tiene como punto de referencia sostener una tasa de presión de

pesca, y como punto de referencia objetivo en un rango entre 1 y 1.05, se proyectaría que en 5 años las pesquerías estarían recuperadas.

Otro punto de referencia estaría en reducir la mortalidad por pesca a un valor de F entre 0.5 a 0.7, que sería un nivel de sostenibilidad que también produciría efectos en 5 años.

A partir de las estimaciones realizadas de la tasa de explotación de 1.03, biomasa relativa de 0.233, la mortalidad por pesca actual de 0.508 año⁻¹, y la mortalidad por pesca en rendimiento máximo sostenible 0.497 año⁻¹, se propone que el rendimiento máximo sostenible (MSY) para la especie sea un valor de 726 ± (542 - 972) toneladas.

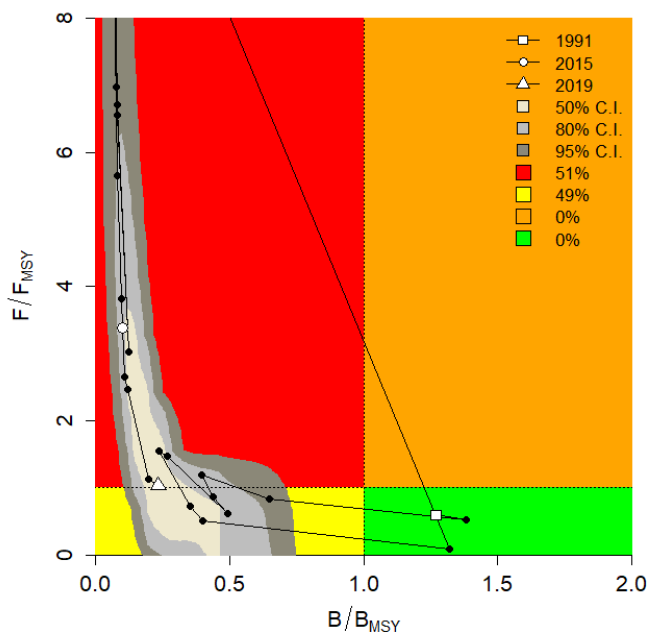


Figura 4-22. Análisis de las pesquerías del pargo rojo *Lutjanus peru* para la cuenca del Pacífico colombiano, utilizando el gráfico de fases de Kobe.

4.2.4 Pesquerías del burique (*Caranx caballus* Günther, 1868).



Foto: R. Robertson© (STRI)

Nombre en inglés: Green Jack

4.2.4.1 Antecedentes del recuso burique.

El burique *Caranx caballus* es una especie que tiene una distribución geográfica en la costa oeste del Pacífico desde la Isla de Santa Cruz en California, USA hasta el Perú, incluidos el Golfo de California y las Islas Galápagos; es típicamente marino de aguas salobres encontrándose desde los 3 a los 100 m., de profundidad. (Fishbase, 2020).

Para Panamá y estrictamente para el archipiélago de Las Perlas, se pudo obtener una talla promedio de 36.1 ± 6.4 cm; y una talla óptima de 38.9, se pudo observar que aproximadamente del 68% incluyeron $\pm 10\%$ de las longitudes óptimas, pero solamente el 15% fueron considerados como mega-reproductores. Los análisis realizados con la ecuación de crecimiento de Von Bertalanffy, esta es una especie de larga vida y crecimiento rápido. La longitud estándar en un 50% madura a los 38.8 cm., pero longitud al cual maduran masivamente es de 33 cm.; los ciclos de reproducción han mostrado que esta especie puede tener dos o tres picos anuales que pueden estar en diciembre, abril y septiembre, pero muestra reclutamientos dos veces por año. (Mair, Cipriani, Guzman, & Usan, 2012).

Zambrano et al. (2018a) lo reporta como parte de las capturas de la pesca artesanal en la zona centro del pacifico colombiano, y Zambrano et al (2018 b) encontraron una TMC de 28.2 m LT para la zona sur del Pacifico colombiano.

4.2.4.2 Análisis de los datos biológicos de las pesquerías del burique.

En las evaluaciones más recientes relacionados con la historia de vida y dinámica de poblaciones que muestren las estimaciones de los parámetros indicando que éste es una especie de crecimiento medio con tasas de aprovechamiento acatables cerca del 0.5 recomendado teóricamente. (Tabla 4-21). (Fishbase, 2020)

Tabla 4-21. Relación de los parámetros estimados para el burique *Caranx caballus* en el Pacífico colombiano.

a	b	r2	T.M.	T.M.C.	Loo	k	Z	M	F	E
0.032	2.91	0.98	29	40	52	0.3	1.1	0.56	0.6	0.5172413
5		3				6	6			8

Los parámetros establecidos muestran que la especie muestro un crecimiento isométrico ($b \neq 3$, $P < 0.05$). que la da al recurso una capacidad de desplazamiento eficiente y ser parte de los migradores.

4.2.4.3 Análisis de los datos de dinámica de poblaciones de burique.

Revisando los datos de estudios que se hayan realizado para Colombia no se han establecido estudios previo, del tal manera que los resultados de los datos disponibles solamente permitieron disponer de un punto de referencia de la tasa de tallas de captura con madurez sexual que, de hecho, se pasive un poco alta. (Tabla 4-22)

Tabla 4-22. Estimación de los principales parámetros poblacionales del burique *Caranx caballus* en el Pacífico colombiano.

RMS (t.)	PRO (\$)	B/K	q	TM/TM C	Fuente	Modelo usado	Observaciones
D.N.D.	D.N.D.	D.N.D.	D.N.D.	0.725	FishBase (2020)	Estadística descriptiva	

Nota: D.N.D = dato no disponible.

4.2.4.4 Modelos CMSY y BSM para el análisis de las pesquerías burique

La evaluación de los resultados fue verificada mediante los ajustes en las capturas y en la captura por unidad de esfuerzo; en ambos se pudo percibir que la información fue ajustada de acuerdo con los estándares de seguridad estadística igualmente cuando se realizó el diagnóstico e los residuos. (Figura 4-23)

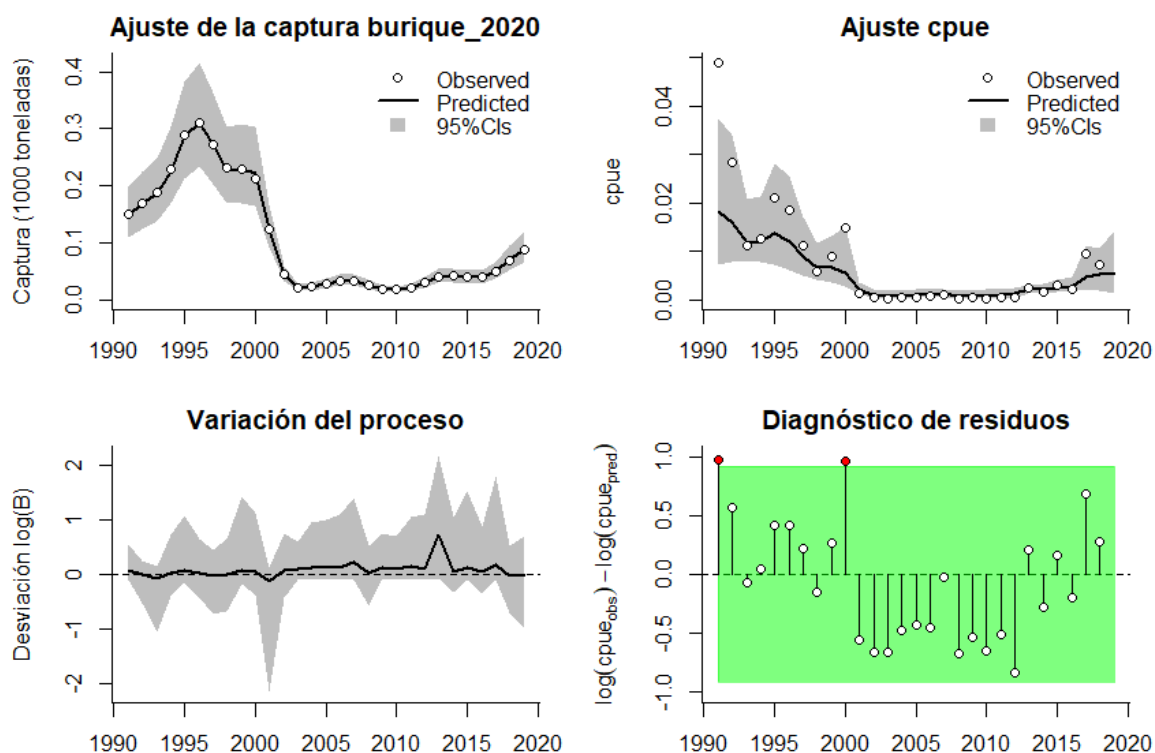


Figura 4-23. Modelación de las pesquerías del burique *Caranx caballus*. En el panel superior izquierdo muestra el comportamiento de las pesquerías con límites de confianza aproximado al 95 %. En el superior derecho, el ajuste de los datos de CPUE predichos y observados con una aproximación al 95 % de seguridad [zona gris]. En el panel inferior izquierdo, el comportamiento del modelo estimado con una visión del logaritmo de la biomasa, la zona gris es el nivel de seguridad al 95%. En el panel inferior izquierdo es en análisis de los residuos de la evaluación del CPUE, la zona en verde muestra que hay un ajuste efectivo frente al comportamiento normal de los mismos.

Cuando se analizó la distribución de las estimaciones de los parámetros de referencia sobre el diagnóstico del estado de salud del burique se encontró que el mejor ajuste realizado fue el de

la tasa intrínseca de crecimiento poblacional con una clara independencia de las interrelaciones prior y posterior del análisis bayesiano. De otra parte, se encontró una diferencia entre los datos iniciales de la tasa relativa de biomazas que mostraron una dispersión inicial entre 0.4 a 0.8, la cual decae sensiblemente entre 0.0 y 0.4. (Figura 4-24).

Pero cuando se utilizó la captura por unida de esfuerzo las situaciones no fueron las mismas, ya que bajo esta perspectiva los puntos de referencia mejor evaluados fueron el MSY y r ; sin embargo, los valores para las tasas relativas fueron muy parecidos con los efectuados anteriormente. (Figura 4-25)

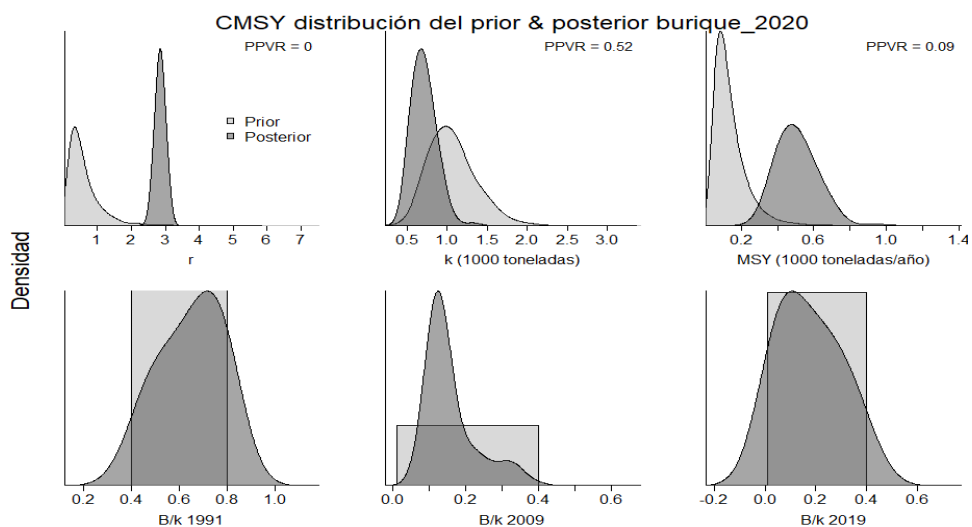


Figura 4-24. Determinación de las zonas de densidad probabilística de los análisis realizados para el burrique *Caranx caballus*, aplicando el modelo CMSY, pre y post de la aplicación de la teoría bayesiana. El panel superior se refiere a los ajustes en cuanto a la tasa intrínseca de crecimiento [r], la capacidad de carga del ecosistema [K], y del rendimiento máximo sostenible [MSY]. En el inferior se muestran los mismos análisis probabilísticos para los años iniciales el medio más bajo y el final.

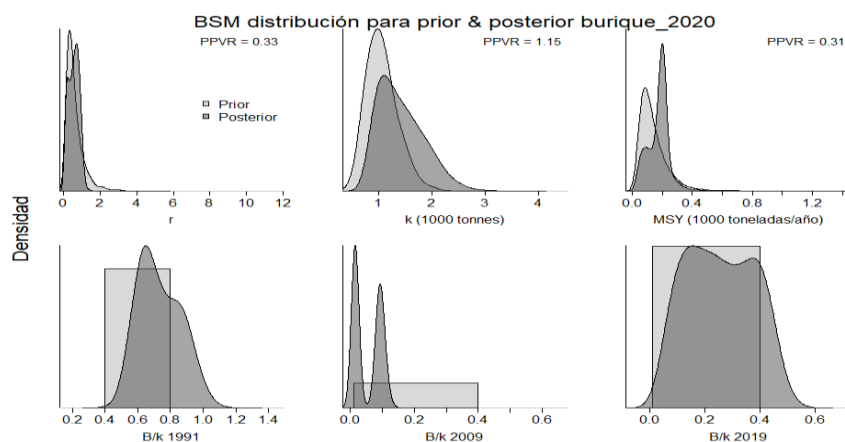


Figura 4-25. Determinación de las zonas de densidad probabilística de los análisis realizados para el burrique *Caranx caballus*, aplicando el modelo BSM, pre y post de la aplicación de la teoría bayesiana. El panel superior se refiere a los ajustes de la tasa intrínseca de crecimiento [r], la capacidad de carga del ecosistema [K], y del rendimiento máximo sostenible [MSY]. En el panel inferior está el estudio muestra los mismos análisis probabilísticos para los años iniciales el medio más bajo y el final.

Los valores calculados con los análisis prior mostraron una tasa intrínseca (r) bastante alta, que luego en los análisis generales se vio seriamente disminuida; igualmente ocurrió con los puntos de referencia de K y MSY , que demuestra que las pesquerías entraron en un nivel crítico. Igualmente, las tasas de las biomazas relativas calculadas muestran un factor preocupante puesto que está en el borde del límite crítico del 25% de la capacidad de carga de la especie en el ecosistema. (Figura 4-24, Figura 4-25)

Como una determinación de los parámetros que se manejan en la actualidad se determina como punto de referencia limite un valor de MSY en 157 t., con una mortalidad por pesca que esta alrededor de 0.231 años^{-1} , con una tasa relativa de biomazas del 0.5; la mortalidad por pesca en el último año (2019), fue un poco superior al valor general estimado indicando que en el 2019 se sigue aumentando el esfuerzo para la captura de este recurso. (Tabla 4-25)

Tabla 4-23. Resultados del CMSY para las pesquerías del buri que *Caranx caballus* para el Pacífico colombiano.

Parámetros estimados	Valor	C.I. al 95%	
R	2.11	1.4	3.17
MSY	498	362	714
K	995	482	2050
		2.2 th perc.	97.5th perc.
Biomasa relativa en el último año	0.171k		
Explotación $F/(r/2)$ en el último año	0.926	0.397	10.7

Tabla 4-24. Resultados de modelo Schaefer de tipo bayesiano [BMS] usando capturas y CPUE para las pesquerías del buri que *Caranx caballus* en el Pacífico colombiano.

Parámetros estimados		Límite inferior	Límite superior
q	0.0176	0.00994	0.0311
		95 % CI	
r	0.462	0.116	1.84
k	1360	771	2410
MSY	157	58.3	425
		2.25th perc.	97.5th perc.
Biomasa relativa para el último año	0.25 de K	0.0568	0.463
Explotación $F/(r/2)$ en el último año	1.16	0.44	36.8
r -k log correlación =		-0.793	

Tabla 4-25. Estimación de los puntos de referencia para la toma de decisiones en el manejo del buri que *Caranx caballus* para el Pacífico colombiano.



Parámetros	valor	95 % CI		Decisión
Fmsy =	0.231	0.058	0.92	(si $B > 1/2 B_{msy}$ cuando $F_{msy} = 0.5r$) 0.231
Fmsy =	0.231	0.058	0.92	(r y Fmsy se reducen linealmente si $B < 1/2 B_{msy}$)
MSY	157	0.0583	425	
Bmsy =	685	386	1200	
		2.5th perc.	97.5th perc.	
Biomasa en el último año	341	77.4	631	
B/Bmsy en el último año	0.5	0.114	0.926	
Mortalidad por pesca en el último año =	0.263	0.142	1.16	
Explotación F/Fmsy =	1.16	0.44	36.8	

En el recuento histórico de las pesquerías se encontró que el recurso ha tenido dos fases claras de aprovechamiento la primera que fue hasta el 2000 de alta productividad luego se entró en una fase de bajas capturas que muestra una pesquería en crisis; aunque para los dos años más recientes (2018 y 2019) se nota un ligero nivel de recuperación. De otra parte, la comparación de la biomasa relativa que incluye tanto las capturas como las capturas por unida de esfuerzo que en general las pesquerías están por debajo de los niveles críticos, esto se vio claramente demostrado cuando se calculó la tasa de explotación en donde entre el año 2000 al 2013 los valores se dispararon totalmente. De otra parte y observando lo que ocurrió con la curva de equilibrio, que muestra diferencias entre las capturas (líneas azul de la Figura 4-26) y las CPUE (línea roja de la Figura 4-26) pero que la tendencia final marcan unos niveles de aprovechamiento entre la tasas de captura/MSY frente a la tasas de biomasa relativa en niveles peligrosos en la estabilidad del recurso. (Figura 4-26)

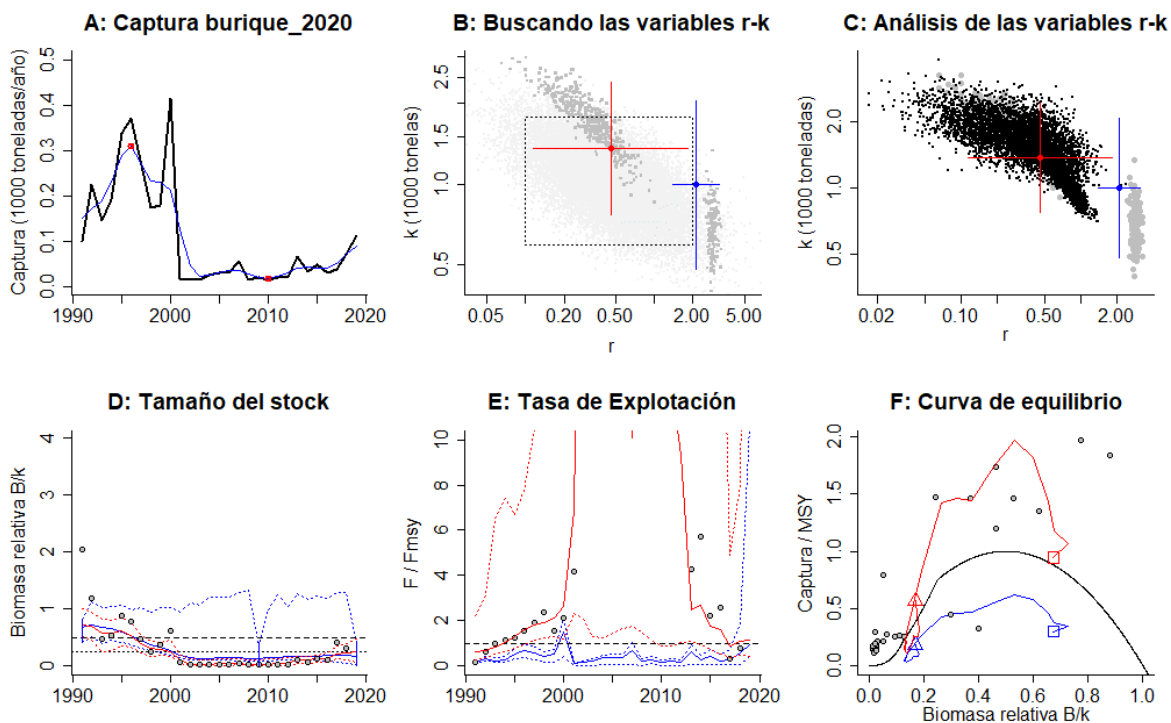


Figura 4-26. Resultados del Análisis de las pesquerías del burrique *Caranx caballus* para el Pacífico Colombiano utilizando los modelos CMSY y CSB. El panel superior izquierdo muestra en negro las series temporales de capturas y en azul el promedio móvil de tres años con indicación de la captura más alta y baja, como se usa en la estimación de la biomasa previa por las reglas predeterminadas. El panel B muestra el espacio de registro de r-k explorado y en gris oscuro los pares de r-k que el modelo CMSY encontró compatibles con las capturas y la información previa. El panel C muestra el par r-k más probable y sus límites de confianza aproximados del 95% en azul. Los puntos negros son posibles pares r-k encontrados por el modelo BMS, con una cruz roja que indica el par r-k más probable y sus límites de confianza del 95%. El panel D muestra los datos de abundancia disponibles en rojo, escalados a la estimación BSM de $B_{msy} = 0.5k$, y en azul la trayectoria de biomasa estimada por CMSY. Las líneas punteadas indican los percentiles 2.5 y 97.5. Las líneas azules verticales indican los rangos de biomasa anteriores. El panel E muestra en rojo la tasa de cosecha [captura / abundancia] escalada a la estimación r 2 de BSM, y en azul la tasa de cosecha correspondiente de CMSY. El panel F muestra la curva de equilibrio de Schaefer de captura/RMS en relación con B/k, con sangría en $B/k < 0.25$ para explicar el reclutamiento reducido en tamaños de stock bajos. Los puntos rojos se escalan por estimaciones de BSM y los puntos azules se escalan por estimaciones de CMSY.

Los datos que representa el comportamiento de las capturas frente al MSY presentaron solamente algunos años donde este fue superior y luego un descenso vertiginoso de las pesquerías, que es una situación verificada al estudiar el tamaño del stock con sus referentes de aprovechamiento, tanto como el equilibrio de B/B_{msy} como el proxi del 0.5B. (Figura 4-27)

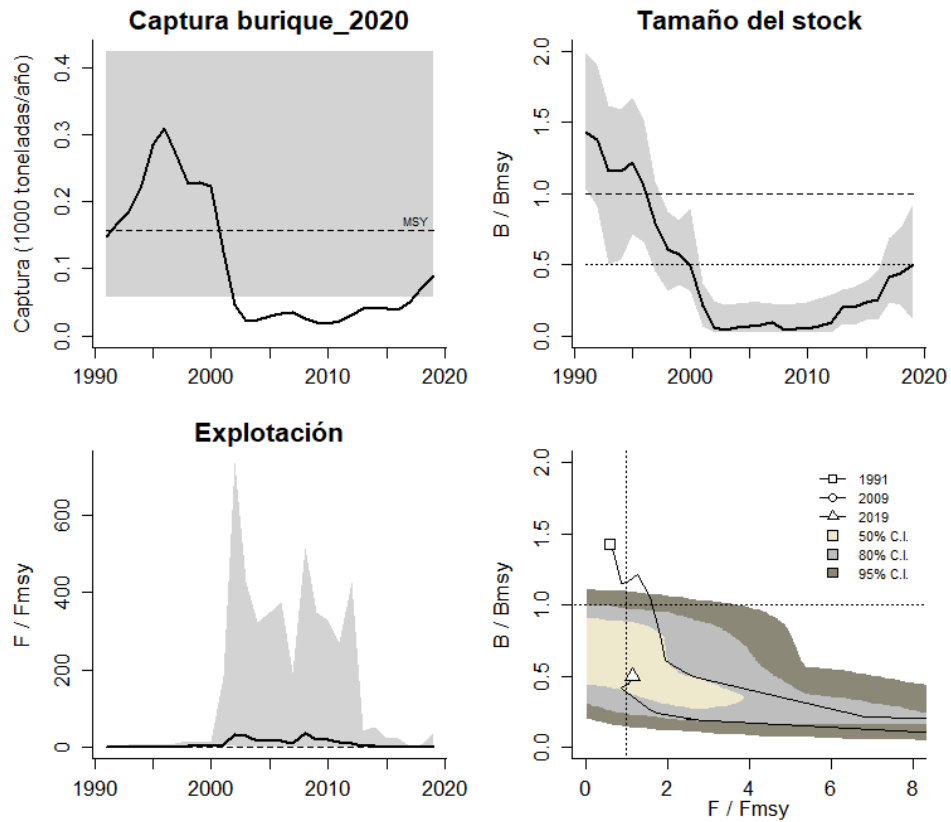


Figura 4-27. Análisis de las pesquerías del burique *Caranx caballus* para el Pacífico colombiano. El panel superior izquierdo muestra el comportamiento de las capturas [curva negra] y la zona gris muestra el nivel de seguridad al 95%. El panel superior derecho muestra la tasa de aprovechamiento de la biomasa frente al RMS. El panel inferior izquierdo muestra la tasa de aprovechamiento frente a al estándar donde $F = F_{msy}$ [línea punteada] y el observado [curva negra] la zona gris es el nivel de seguridad al 95%, el panel inferior derecho muestra el resumen de las tasas relativas de biomasa y las tasas relativas de esfuerzo.

Pero donde se puede ver claramente lo que está ocurriendo con las pesquerías de este recurso, se puede evidenciar en el gráfico de fases de Kobe en él se observa que los tres primeros años fueron de pesquerías óptimas, pero luego se entró rápidamente en la fase de aprovechamiento límite para pasar, casi de manera inmediata, en el área de crisis, en las actuales condiciones, aunque críticas se tiene que el recurso entre en una fase de recuperación hasta en un probabilidad del 45%, inclusive se estima que el recurso se puede entrar en niveles óptimos en una probabilidad baja pero existente de 0.5%. (Figura 4-28)

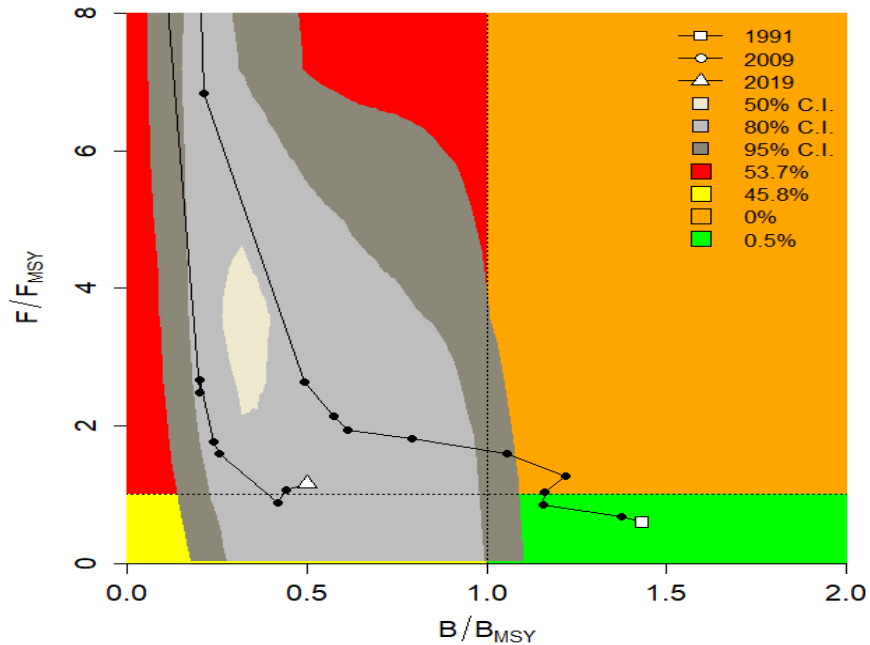


Figura 4-28. Análisis de las pesquerías del buri que *Caranx caballus* para el Pacífico colombiano, utilizando el gráfico de fases de Kobe.

4.2.4.5 Conclusiones para el buri que

Es una especie capturada generalmente por redes de enmalle, aunque eventualmente también es capturada por artes de anzuelo artesanal.

Es notable que las pesquerías están pasando por una fase crítica que puede empeorar, pero también se puede ver que el recurso puede mejorar su condición con unas buenas medidas de administración y manejo pesquero. Lo anterior implica que se adopta como punto de referencia la biomasa relativa y se pudiera pasar del 0.5 actual a un aumento del 1% se puede entrar fácilmente en la fase de recuperación; igualmente si la mortalidad por pesca se disminuye en la misma proporción, este es entre 1 y 5% menos se prevé que el recurso se recuperaría de forma satisfactoria.

A partir de las estimaciones realizadas de la tasa de explotación de 1.16, biomasa relativa de 0.5, la mortalidad por pesca actual de 0.263 año^{-1} , y la mortalidad por pesca en rendimiento máximo sostenible 0.231 año^{-1} , se propone que el rendimiento máximo sostenible (MSY) para la especie sea un valor de $157 \pm (58.3 - 425)$ toneladas.

4.2.5 Pesquerías de la pelada (*Cynoscion phoxocephalus* Jordan & Gilbert, 1882)



Foto: G.R. Allen © (Fishbase)

Nombre en inglés: Cachema weakfish.

4.2.5.1 Antecedentes del recuso pelada

Esta es una especie típicamente demersal marina que se distribuye desde el Sur de México hasta Perú, con una batimetría entre los 10 a los 60m.; prefiere los ambientes costeros y estuarinos donde exista alta salinidad, es de hábitos alimenticios carnívoro que incluye principalmente peces, camarones y otros crustáceos. (Fishbase, 2020).

Se ha podido determinar que en regiones como las costas de Panamá tiene reproducción continua con picos reproductivos en octubre y marzo, así como desoves en octubre y diciembre. Igualmente se determinó que la fase de reclutamiento reproductivo ocurre antes del reclutamiento a las pesquerías (Vega, Robles, Bonicha, & Boniche, 2008).

En el Pacífico colombiano, Barreto y Borda (2008) y Polo et al (2014) hicieron estimaciones sobre parámetros biológico-pesqueros, estimando rangos de captura, TMC entre 32 y 36.3 cm LT, TMM entre 31.7 y 38.5 cm LT, rango de captura entre 20 y 60 cm LT, entre otros.

4.2.5.2 Análisis de los datos biológicos de las pesquerías de la pelada

La especie es de crecimiento alométrico negativo ($b \neq 3$, $P > 0.05$) con una velocidad de crecimiento medio y una tasa de explotación ligeramente alta que indicó que las pesquerías ya han sobrepasado el MSY. En general los parámetros de crecimiento estimados con los modelos tradicionales coinciden con los propuestos por los registros (Fishbase, 2020) de $L_{\infty} = 62.2$ cm de Lt., y $k = 0.3$. (Tabla 4-26)

Tabla 4-26. Relación de los parámetros estimados para la pelada *Cynoscion phoxocephalus* para el Pacífico colombiano.

a	b	r2	T.M.	T.M.C.	L _∞	k	Z	M	F	E
0.0544	2.5522	0.6886	34.1	37	68.03	0.37	2.07	0.7	1.37	0.66

La mortalidad por pesca presenta un valor bastante más comparado con la mortalidad natural que indica una pesquería en expansión. (Tabla 4-26).

4.2.5.3 Análisis de los datos de dinámica poblacional de la pelada.

Aunque los estudios realizados sobre la dinámica no advierten sobre una sobredimensión de las pesquerías ya que la relación con la biomasa B/K no muestra niveles preocupantes, la tasa de tallas medias de captura frente a la talla de madurez no mostró un valor que pueda genera problemas en cuento a la explotación por crecimiento. (Tabla 4-27).

Tabla 4-27. Estimación de los principales parámetros poblacionales de la pelada para el Pacífico colombiano.

RMS (t.)	PRO (\$)	B/K	q	TM/TMC	Fuente	Modelo usado	Observaciones
315	1,576,887,479	0.735	D.N.D.	0.92162162	documento de cuotas 2019	Bayesiana, producción excedente por remuestreo	Está sobre el nivel de máximo aprovechamiento, aunque las biomاسas están en buen nivel.

4.2.5.4 Evaluación del estado de salud del stock con la modelación LBB para la pelada

Inicialmente se estudió el comportamiento del registro histórico de las tallas, con el fin de verificar si su comportamiento se ajusta a los supuestos teóricos planteados; de los años revisados se encontró que todos cumplieron estos supuestos. (Figura 4-29)

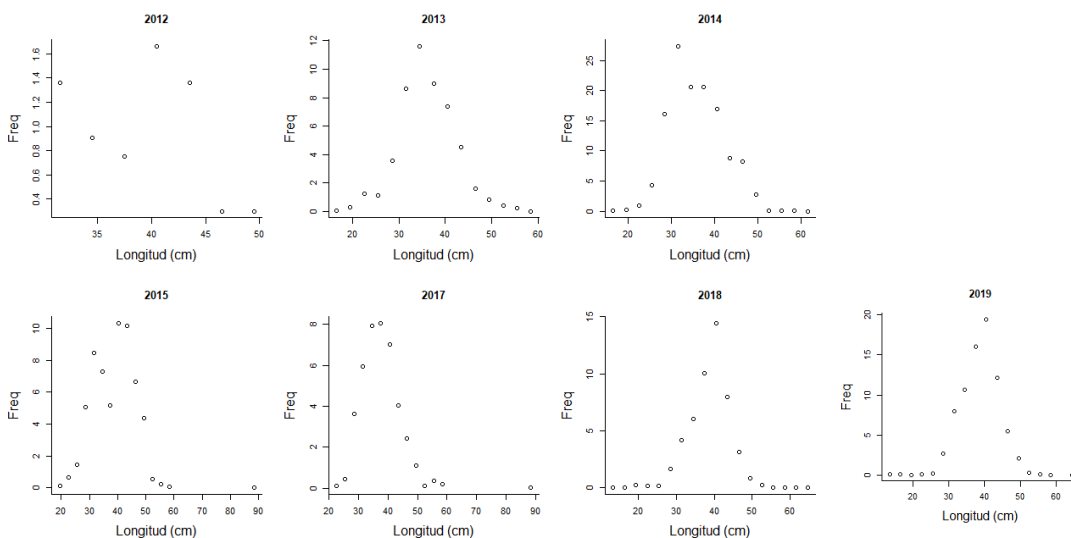


Figura 4-29. Distribución de las tallas de la pelada *Cynoscion phoxocephalus*. Entre los años 2012 a 2019. Las tallas presentan en típico comportamiento de la estructura de selectividad.

Con este modelo las estimaciones prior de los parámetros de crecimiento como la longitud asintótica fueron estimados con valores superiores, así como la tasa de mortalidad natural sobre la tasa metabólica de crecimiento y la longitud prior al 50% son aceptables. (Tabla 4-28).

Tabla 4-28. Resultados de las estimaciones paramétrica de las diferentes tasas de aprovechamiento de la pelada *Cynoscion phoxocephalus*. se muestra el visón prior de estos cálculos.

Loo prior	88.4	SD	0.884	Unidad cm			
Z/K prior	10.4	SD	17.9	M/K prior	1.5	SD	0.15
F/K prior	8.91						
Lc prior	32.1	SD	3.21	alfa prior =	29.2	SD	2.92

Los cálculos desarrollados con el modelo bayesiano en su versión generalizada muestran un valor de la talla asintótica casi igual que la estimada en la fase prior; la tasa de mortalidad natural con la tasa metabólica (M/K) es un poco baja comparada con la estimada como prior y estimada teóricamente para los peces (Froese, y otros, 2018); lo que si representa una estimación preocupante es la biomasa relativa (B/B₀) ya que la estimación es muy baja en especial teniendo en cuenta que el valor estándar es 6 veces superior. (Tabla 4-29).

Las estimaciones de los puntos de referencia pesqueros para esta especie efectuados para el 2019, mostraron una talla al 50 de capturas (Lc) es estable respecto a las estimaciones realizadas de forma global comparadas que el valor óptimo (Lc_{opt}). De otra parte, la proporción porcentual de la talla de madurez está ligeramente por encima del límite teórico establecido del 50%. Sin embargo, lo más destacable en estos análisis es que las tasas relativas de biomasa (B/B₀, B/B_{msy}), son apreciablemente más bajas de lo esperado, que señalarían un recurso bajo presión intensa de pesca. (Tabla 4-30)

Tabla 4-29. Estimaciones de las diferentes tasas y puntos de referencia obtenidos para todo el periodo de información en las pesquerías de la pelada *Cynoscion phoxocephalus* para el Pacífico colombiano.

L oo	87.4	rango	86	89
Lop	61	Lopt/Linf =	0.7	
Lc_opt	59	Lc_opt/Linf	0.68	
M/K	1.31	rango	0.962	1.59
F/K	14.3	rango	13	15.7
Z/K	14.7	rango	13.4	16.2
F/M	10.7	rango	2.49	4.19
B/Bo F=M Lc = Lc_opt		0.373		
B/Bo	0.0286	rango	0.021	0.0379
Y/R´ F=M Lc = Lc_opt =		0.0558		
Y/R´	0.00429	rango	0.003	0.00671

Tabla 4-30. Estimaciones de las diferentes tasas y puntos de referencia obtenidos para el último año de pesquerías del robalo *Cynoscion phoxocephalus* para el Pacífico colombiano.

		rango	
Lc =	40	39.7	40.3
alfa	30.7	29.7	31.4
Lpromedio/Lopt	0.7		
Lc/Lcopt	0.68	64.5	0.74
L95th	64.5	L95th/Loo	0.74
F/K	14	13.5	15.7
F/M	11	8.63	15.2
Z/K	15.6	14.8	16.9
Y/R´	0.0043	0.00281	0.00622
B/Bo	0.024	0.0158	0.0351
B/BMSY	0.065	0.0424	0.094
Lm50	38.5	Madurez	51%

Los valores de tallas tanto al 50% de la selectividad como la talla media de captura mostraron un comportamiento muy similar, indicando que la selectividad del arte es uniforme y estable, hasta el año 2015, luego la disminución del recurso muestra un suave decrecimiento que es lo que se espera cuando un recurso es presionado de manera constante. El análisis del comportamiento de las tasas de aprovechamiento (F/M) mostraron que las pesquerías de año 2017 fueron las más exigentes que en el resto de los años; pero el análisis más determinantes se presenta con las tasas de biomasa relativa que muestran que el recurso está por debajo de todos los estándares inclusive del límite del proxi del 0.5B. (Figura 4-30)

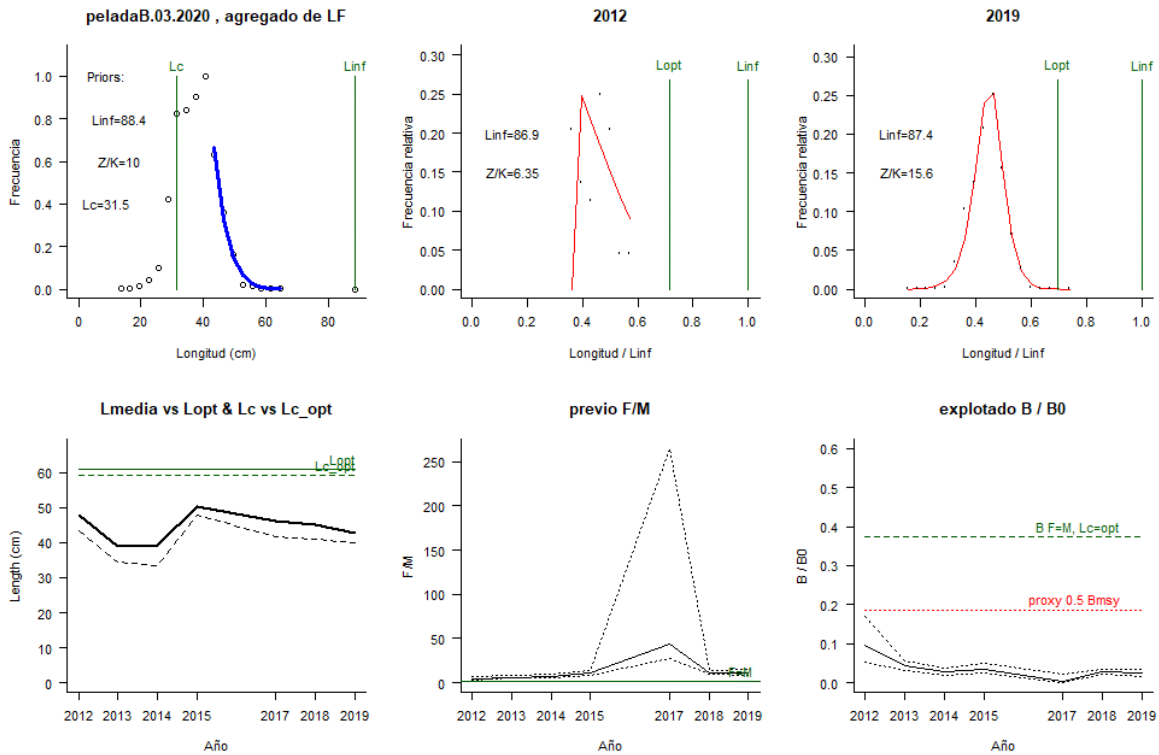


Figura 4-30. Comportamiento de las pesquerías del róbalo *Centropomus undecimalis* en el Caribe colombiano. El panel superior izquierdo muestra los datos frecuencias de longitudes utilizadas para estimar el pre de L_c , L_{oo} y Z/K . Los paneles medio y derechos superiores muestran los datos de longitudes de frecuencias del primero y último año de la serie de tiempo estudiada. La curva roja muestra el ajuste de la ecuación que provee estimaciones de Z/K , M/K , F/K L_c , L_{oo} , los cuales se calculan y se muestran como referencia. El panel inferior izquierdo muestra L_{media} [curva en negrita] en relación con L_{opt} y L_c , [curva negra discontinua] con relación a la L_c opt. el panel medio inferior muestra la presión de pesca relativo F/M [curva negra] con límites de confianza aproximados del 95% [curva punteada], con relación al nivel de referencia donde $F= M$ [línea horizontal verde]. El panel inferior derecho muestra la biomasa relativa B/B_0 [curva negra] con límites de confianza aproximado del 95% [curva negra punteada] con indicación de un proxi para B_{msy} [línea discontinua verde] y un proxi para B_{pa} o 0.5 de B_{msy} [línea de puntos roja].

4.2.5.5 Modelos CMSY y BSM para el análisis de las pesquerías de la pelada

Los ajustes de los datos observados con las herramientas estadísticas utilizadas mostraron que las capturas observadas se ajustaron al modelo, mientras que los datos de la CPUE cambios apreciables, tanto en la variación del proceso como en el diagnóstico de los residuos. (Figura 4-31)

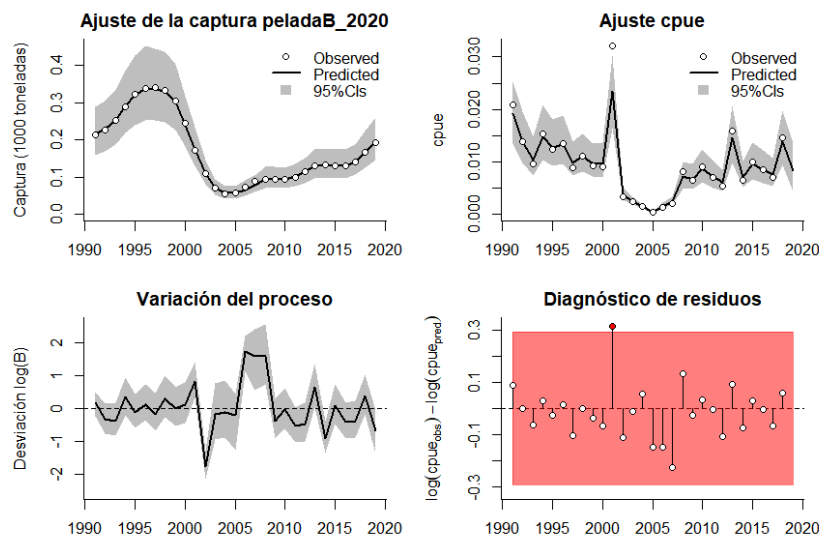


Figura 4-31. Modelación de las pesquerías de la pelada *Cynoscion phoxocephalus*. En el panel superior izquierdo muestra el comportamiento de las pesquerías con límites de confianza aproximada ante del 95 %. En el panel superior derecho se muestra el ajuste de los datos de CPUE predichos y observados con una aproximación al 95 % de seguridad [zona gris]; en el panel inferior izquierdo se muestra el comportamiento del modelo estimado con una visión del logaritmo de la biomasa, la zona gris es el nivel de seguridad al 95%, el panel inferior izquierdo es en análisis de los residuos de la evaluación de la CPUE, la zona en rojo muestra que hay algunas diferencias de estos residuos frente al comportamiento normal de los mismos.

Comparando las densidades de los estimadores de los puntos de referencia se encontró que el mejor ajuste estadístico fue para los análisis de la capacidad de carga de la especie en el ecosistema (K) ya que su variación estadística mediada mediante el índice PPVR fue el más bajo; las biomazas relativas mostraron una pesquería inicial entre los rangos de 0.4 a 0.8, luego esta bajaron a rangos entre 0.0 y 0.4 como el punto de quiebre más bajo (año 2003), luego mostraron una ligera recuperación entre 0.05 hasta 0.4.

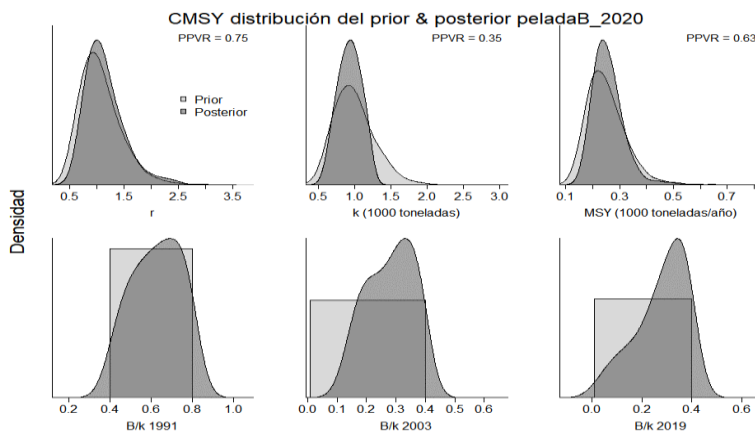


Figura 4-32 Determinación de las zonas de densidad probabilística de los análisis realizados para la pelada *Cynoscion phoxocephalus*, aplicando el modelo CMSY, pre y post de la aplicación de la teoría bayesiana. el panel superior se refiere a los ajustes en cuanto a la tasa intrínseca de crecimiento [r], la capacidad de carga del ecosistema [K], y del rendimiento máximo sostenible [MSY]. En el panel inferior está el estudio muestra los mismos análisis probabilísticos para los años iniciales el medio más bajo y el final.

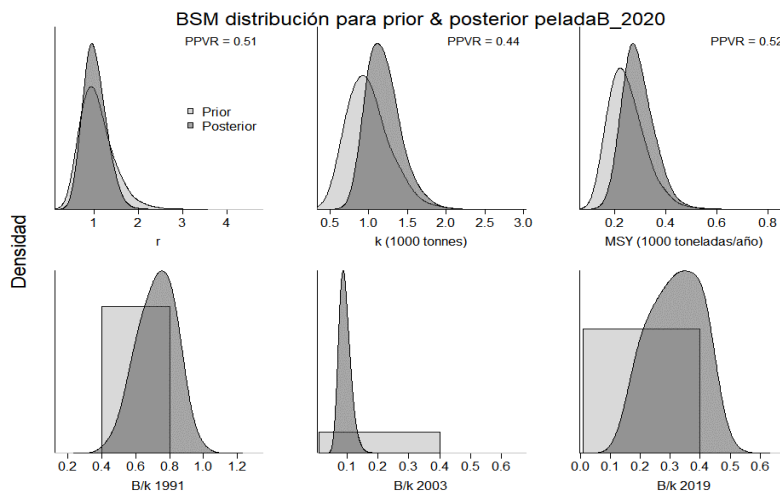


Figura 4-33. Determinación de las zonas de densidad probabilística de los análisis realizados para la pelada *Cynoscion phoxocephalus*, aplicando el modelo BSM, pre y post de la aplicación de la teoría bayesiana. el panel superior se refiere a los ajustes en cuanto a la tasa intrínseca de crecimiento [r], la capacidad de carga del ecosistema [K], y del rendimiento máximo sostenible [MSY]. En el panel inferior está el estudio muestra los mismos análisis probabilísticos para los años iniciales el medio más bajo y el final.

Las variaciones del modelo frente a las estimaciones de este utilizando las CPUE mostraron los mismos resultados que los efectuados para el análisis de capturas CMSY, indicando que a pesar de algunos desajustes con los datos de la CPUE los resultados tienen la misma tendencia.

Los resultados comparativos entre los análisis prior mostraron una diferencia entre los valores de la tasas intrínsecas (r) pues hay una disminución de 0.25 que es la diferencia de cálculo en los algoritmos CMSY y BSM siendo más crítico el segundo. Pero el valor más importante para comparar los resultados es el relacionado con la biomasa relativa que mostro que el aprovechamiento del recurso es aceptable y que puede entrar en una etapa de recuperación, si se ejecutan medidas de administración adecuadas. (Tabla 4-31, Tabla 4-32)

Tabla 4-31. Resultados del CMSY para las pesquerías de la pelada *Cynoscion phoxocephalus* para el Pacífico colombiano.

Parámetros estimados	Valor	C.I. al 95%	
r	1.23	0.598	2.51
MSY	248	175	396
K	852	589	1230
		2.25th perc.	97.5th perc.
Biomasa relativa en el último año	0.301k	0.0511	0.396
Explotación F/(r/2) en el último año	1.71	1.3	10.1

Tabla 4-32. Resultados de modelo Schaefer de tipo bayesiano [BMS] usando capturas y CPUE para las pesquerías de la pelada *Cynoscion phoxocephalus* para el Pacífico colombiano. límite inferior del intervalo de confianza límite superior del límite de confianza.

Parámetros estimados		Límite inferior	Límite superior
q	0.0227	0.017	0.0304
		95 % CI	
r	0.979	0.587	1.63
k	1170	821	1670
MSY	287	191	431
		2.5th perc.	97.5th perc.
Biomasa relativa para el último año	0.322 de K	0.154	0.469
Explotación $F/(r/2)$ en el último año			
r -k log correlación =	1.08	0.587	3.72

Como medidas de manejo, bajo las condiciones actuales se propone en MSY de 287 toneladas con un punto de referencia de mortalidad por pesca en MSY de 0.49 año⁻¹, que pretende ser sostenible con tendencia a la fase de recuperación, en especial teniendo en cuenta que la mortalidad por pesca estuvo en 1.08 año⁻¹ (Tabla 4-33)

Tabla 4-33. Estimación de los puntos de referencia para la toma de decisiones en el manejo de la pelada *Cynoscion phoxocephalus* en el Pacífico colombiano.

Parámetros	valor	95 % CI		Decisión
Fmsy =	0.49	0.294	0.817	(si $B > 1/2 Bmsy$ cuando $Fmsy = 0.5r$) 0.49
Fmsy =	0.49	0.294	0.817	(r y Fmsy se reducen linealmente si $B < 1/2 Bmsy$)
MSY	287	411	835	
Bmsy =	585	411	835	
		2.5th perc.	97.5th perc.	
Biomasa en el último año	377	181	549	
B/Bmsy en el último año	0.644	0.308	0.938	
Mortalidad por pesca en el último año	0.514	0.353	1.07	
Explotación F/Fmsy	1.08	0.587	3.72	

La historia de las pesquerías mostró un sistema con un alto nivel productivo entre los años 1990 hasta el 2000 luego decae abruptamente pero luego la misma se recuperan llegando a tener un alto nivel en el 2019. El tamaño de stock mostró algunas variaciones entre las capturas y las CPUE, pero que como ya se ha demostrado no influyen en los resultados y presentan un stock en plena recuperación, pero las pesquerías presentaron un año crítico en el 2005 y luego una sustancial recuperación. Finalmente, la curva de equilibrio presentó una trayectoria muy

parecida entre las capturas y la cpue (líneas azules y rojas) que no muestra una diferencia apreciable entre el inicio de las pesquerías cuadrados y la posición actual (triángulos). (Figura 4-34, Figura 4-35)

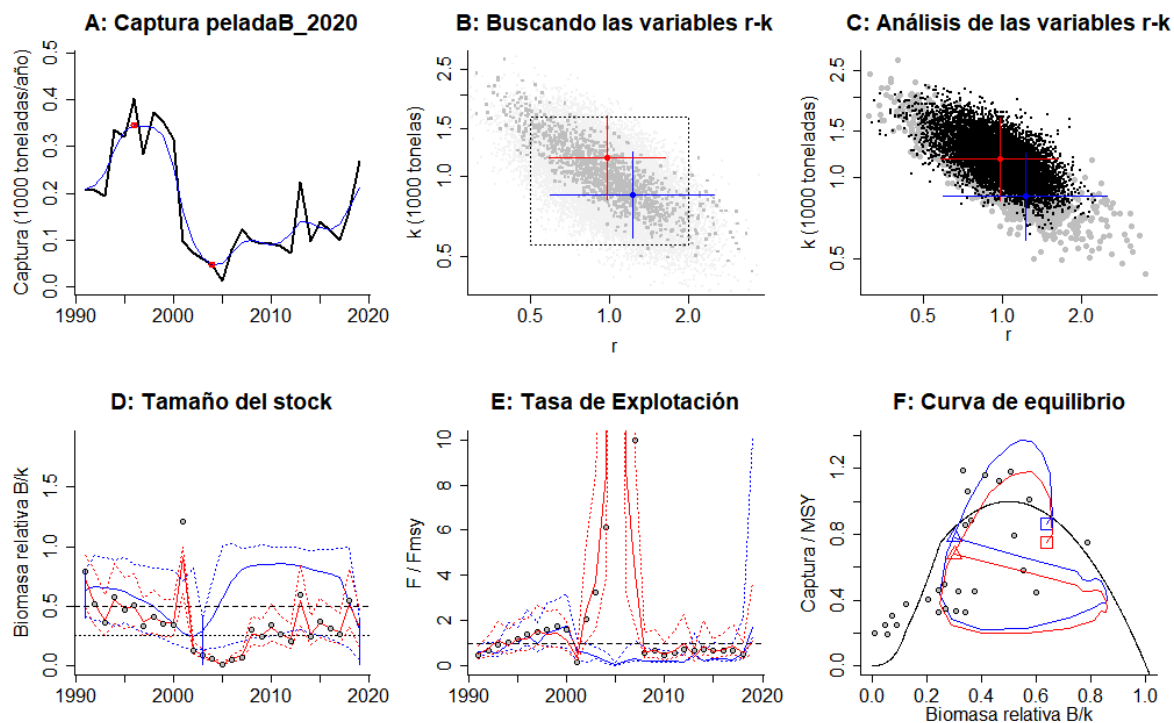


Figura 4-34. Modelación de las pesquerías. El panel superior izquierdo muestra el comportamiento de las pesquerías con límites de confianza aproximada al 95%. En el panel superior derecho se muestra el ajuste de los datos de CPUE estimados y observados con aproximación al 95% de seguridad [zona gris]; en el panel inferior izquierdo se muestra el comportamiento del modelo estimado con una visión del logaritmo de la biomasa, la zona gris es el nivel de seguridad al 95%, el panel inferior izquierdo es en análisis de los residuos de la evaluación del CPUE, la zona en rojo muestra que hay algunas diferencias de estos residuos frente al comportamiento normal de los mismos.

Al aplicar los algoritmos de Kobe, se encontró que las pesquerías tuvieron los primeros años con altos estados óptimos de salud del recurso, pero casi de inmediato se pasó a la fase de sobre aprovechamiento con algunos años de recuperación especialmente entre 2010 al 2019, se mostró que la probabilidad que el recurso este en fase crítica es del 57.9%, mientras que el mismo este en fase de recuperación es del 41.6%, que son visiones bastante alentadoras del sistema entre equilibrio pesquero y ecológico. (Figura 4-36)

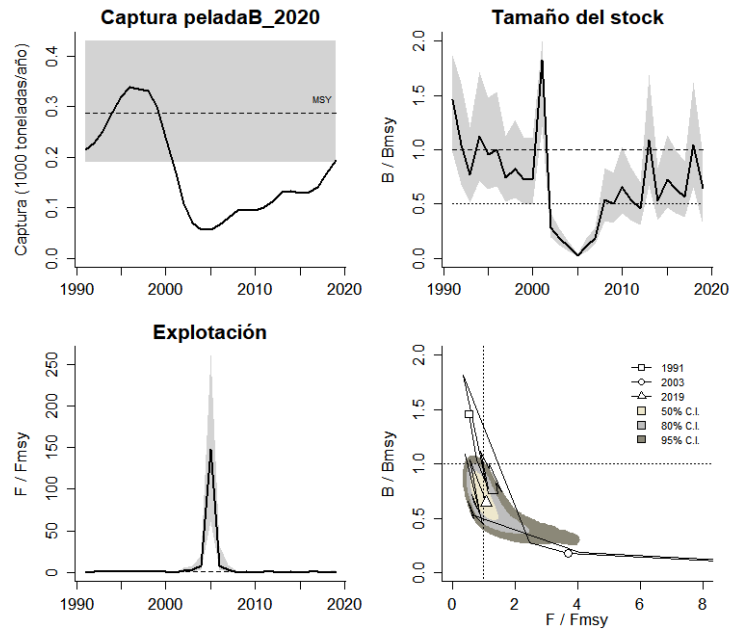


Figura 4-35. Análisis de las pesquerías de la piangua *Cynoscion phoxocephalus* para el Pacífico colombiano. El panel superior izquierdo muestra el comportamiento de las capturas [curva negra] y la zona gris muestra el nivel de seguridad al 95%. El panel superior derecho muestra la tasa de aprovechamiento de la biomasa frente al RMS. El panel inferior izquierdo muestra la tasa de aprovechamiento frente a al estándar donde $F = F_{msy}$ [línea punteada] y el observado [curva negra] la zona gris es el nivel de seguridad al 95%, el panel inferior derecho muestra el resumen de las tasas relativas de biomasa y las tasas relativas de esfuerzo.

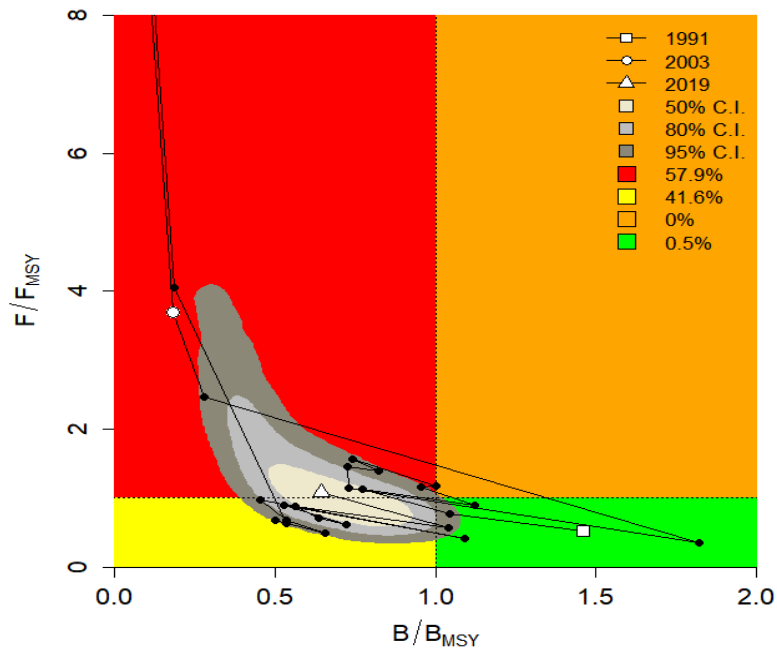


Figura 4-36. Análisis de las pesquerías de la pelada *Cynoscion phoxocephalus* para el Pacífico colombiano, utilizando el gráfico de fases de Kobe.

4.2.5.6 Conclusiones de las pesquerías de la pelada

La Pelada es un recurso costero demersal asociado a plataforma continental con litorales bordados de manglares. Se accede al recurso principalmente con red de enmalle (trasmallo) de la pesca artesanal

Se encontró que existen diferencias sensibles entre el desarrollo de los modelos de longitudes LBB con el modelo de producción CMSY, que puede ser debido a los siguientes factores:

Al haber una diferencia entre el origen de los datos hizo que las diferencias se acentuaran.

- Los datos de las tallas no tienen una secuencia tan amplia como las capturas esto hace que se pierda parte de la situación del recurso
- Existe una diferencia tangible entre la toma de información entre tallas y capturas, mientras el primero depende de los nuestros que se realicen en el lugar el segundo se puede deducir por los registros administrativos, lo que le da una diferencia en lo asertivo de los datos.
- El análisis de tallas tiene una gran dependencia de la selectividad de los artes de pesca, mientras que las capturas y la CPUE están determinados el estado integral de las pesquerías.

Por lo anterior se cree más aconsejable guiarse por los algoritmos del modelo CMSY que muestran que las pesquerías están entrando en niveles de recuperación, que no difiere demasiado con el modelo de tallas ya que el mismo también muestra una ligera recuperación. Se considera por lo tanto que es un recurso plenamente explotado que tiende a un aprovechamiento sostenible.

A partir de las estimaciones realizadas de la tasa de explotación de 0.644, y un porcentaje de madurez sexual de 51%, longitud óptima L_{op} la biomasa relativa de 61 cm de L_t , la mortalidad por pesca actual de 0.514 año^{-1} , y la mortalidad por pesca en rendimiento máximo sostenible 0.49 año^{-1} , se propone que el rendimiento máximo sostenible (MSY) para la especie sea un valor de $287 \pm (191 - 431)$.

4.2.6 Pesquerías del dorado (*Coryphaena hippurus* Linnaeus, 1758)



Dibujo: Climapesca.org ©

Nombre en inglés: Common dolphinfish.

4.2.6.1 Antecedentes del recurso dorado

Este es un recurso típicamente migratorio con un hábitat entre los 0 a los 85 m., tiene distribución tropical y subtropical, presenta una talla de madurez a los 55.8 cm de L., con un rango entre los 35 a los 93 cm de L., aplicado los parámetros de crecimiento se ha encontrado que la longitud asintótica está en 181 cm de Lt., con una tasa metabólica de crecimiento de 1.03 año^{-1} y una mortalidad natural de 0.99 año^{-1} , se ha reportado una talla máxima de 210 cm de L. (Fishbase, 2020)

Las pesquerías estos recursos para el área de Panamá y Colombia muestran un pico de capturas entre diciembre y abril, que demostró el patrón migratorio de la especie. Su dieta básica se compone principalmente de peces pertenecientes a la familia Exocoetidae, Scombridae y Signathidae), de moluscos de la familia Loliginidae y crustáceos de la familia Portunidae; la relación entre la longitud furcal y el peso mostró un valor de $a = 0.0224$ y $b = 2.78$ que determino un crecimiento alométrico. Puentes (1995) reporto rangos de captura entre 60 y 169 cm. Zapata et al (1998) reportaron un rango de tallas más amplio (35 y 235 cm LT). La longitud asintótico fue de 194 cm y una tasas metabólica de crecimiento de 0.91 año^{-1} , (Lasso & Zapata, 1999). Zambrano et al (2014) caracterizaron la pesquería de Dorado en 2014, para la pesca artesanal e industrial, con rangos de talla entre 50 y 176 cm LT

4.2.6.2 Análisis de los datos de dinámica de poblaciones del dorado

Los MSY calculados en documento de cuotas del 2019 mostro un MSY bastante alto con una biomasa relativa (B/K) superior al 0.5 que indica una pesquería sana determina que hasta cuando se realizó la evaluación el recurso estaba en un buen nivel. (Tabla 4-34)

Tabla 4-34. Estimación de los principales parámetros poblacionales del dorado *Coryphaena hippurus* para la cuenca del Pacífico colombiano.

RMS (t.)	PRO (\$)	B/K	q	TM/TMC	Fuente	Modelo usado	Observaciones
864.7		0.73	0.00046	D.N.D.	documento de cuotas 2019	Bayesiana, producción excedente por remuestreo	Está sobre el nivel de máximo aprovechamiento, aunque las biomásas están en buen nivel.

4.2.7 Modelos CMSY y BSM para el análisis de las pesquerías del dorado

Al estudiar el comportamiento de los datos observados y exponerlos al análisis estadístico se encontró que las capturas estuvieron dentro de los valores ajustados por el modelo, mientras que el CPUE presentó algunos desajustes con la predicción del modelo; sin embargo, tanto la variación del proceso como el diagnóstico de residuos ajustaron los valores para que el modelo pudiese ser ejecutado. (Figura 4-37)

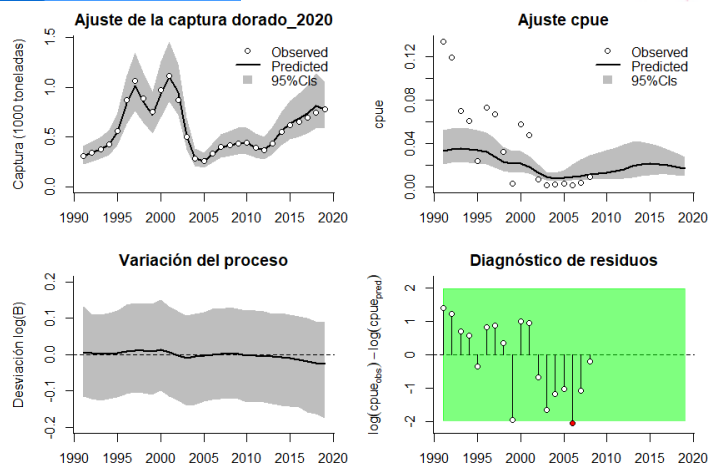


Figura 4-37. Modelación de las pesquerías del dorado *Coryphaena hippurus*. En el panel superior izquierdo muestra el comportamiento de las pesquerías con límites de confianza aproximada ante del 95 %. En el panel superior derecho se muestra el ajuste de los datos de CPUE estimados y observados con una aproximación al 95% de seguridad [zona gris]; en el panel inferior izquierdo se muestra el comportamiento del modelo estimado con una visión del logaritmo de la biomasa, la zona gris es el nivel de seguridad al 95%, el panel inferior izquierdo es en análisis de los residuos de la evaluación del CPUE, la zona en verde muestra que hay un ajuste efectivo frente al comportamiento normal de los mismos.

Al estudiar el comportamiento de las distribución de densidades de los puntos de referencia del modelo se encontró que las estimaciones mejor ajustadas de acuerdo con el índice PPVR fueron para el K y el MSY; de otra parte las biomazas relativas mostraron que al principio de las pesquerías ésta oscilo entre los 0.6 y 1; mientras que el punto más bajo en el 2004 este rango estuvo entre los 0.0 y 0.4, con un ligera recuperación en el 2019 entre 0.01 y 0.4. (Figura 4-38)

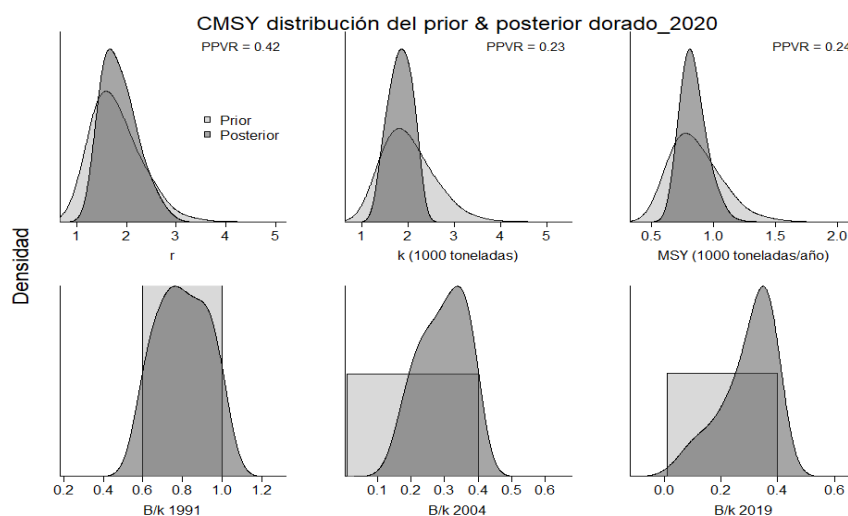


Figura 4-38. Determinación de las zonas de densidad probabilística de los análisis realizados, aplicando el modelo CMSY, pre y post de la aplicación de la teoría bayesiana. el panel superior se refiere a los ajustes en cuanto a la tasa intrínseca de crecimiento [r], la capacidad de carga del ecosistema [K], y del rendimiento máximo sostenible [MSY]. En el panel inferior está el estudio muestra los mismos análisis probabilísticos para los años iniciales el medio más bajo y el final.

Al aplicar el algoritmo BSM, la situación se mostró diferente ya que con este sistema existe solamente un punto de referencia con el menor valor de PPVR para el MSY, pero ya que el análisis de la biomasa relativa ente los años analizados este si fue idéntico al ya analizado. (Figura 4-39).

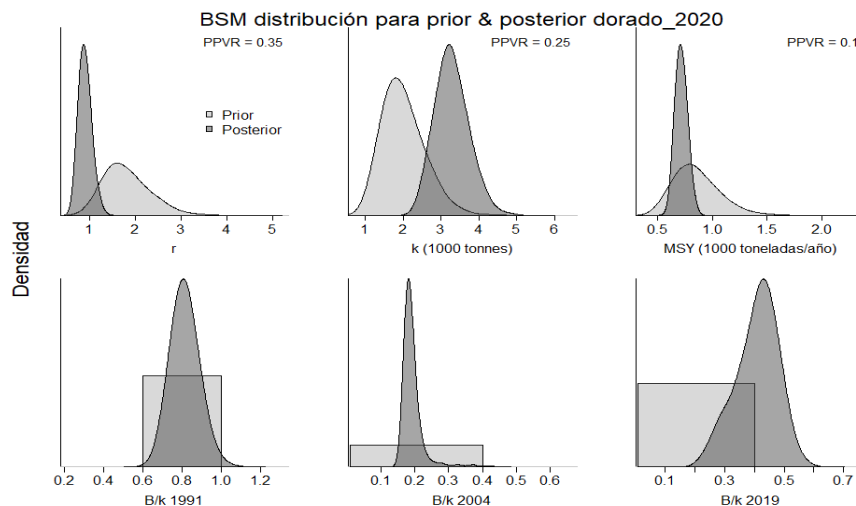


Figura 4-39. Determinación de las zonas de densidad probabilística de los análisis realizados, aplicando el modelo BSMY, pre y post de la aplicación de la teoría bayesiana. el panel superior se refiere a los ajustes en cuanto a la tasa intrínseca de crecimiento [r], la capacidad de carga del ecosistema [K], y del rendimiento máximo sostenible [MSY]. En el panel inferior está el estudio muestra los mismos análisis probabilísticos para los años iniciales el medio más bajo y el final.

Las diferencias más sobresalientes entre el algoritmo CMSY y BMS se vio reflejado en las estimaciones de r con una diferencia consistente de 1 que es una diferencia apreciable y que se ve claramente influenciado por la CPUE, aunque las estimaciones del punto de referencia MSY no presentaron diferencias significativas ya que ambos están cubiertos por los Índices de confianza (C.I.), así mismo hay una paridad entre la tasa de explotación ($F/(r/2)$) por lo que se puede asegurar que estos algoritmos son eficientes. (

Tabla 4-35, Tabla 4-36)

Tabla 4-35. Resultados del CMSY para las pesquerías del dorado *Coryphaena hippurus* de la cuenca del Pacífico colombiano.

Parámetros estimados	Valor	C.I. al 95%	
R	1.98	1.35	2.91
MSY	824	673	1060
K	1720	1300	2280
		2.25 th perc.	97.5th perc.
Biomasa relativa en el último año	0.322k	0.0731	0.397
Explotación $F/(r/2)$ en el último año	1.47	1.19	6.48

Tabla 4-36. Resultados de modelo Schaefer de tipo bayesiano [BMS] usando capturas y CPUE para las pesquerías del dorado *Coryphaena hippurus* de la cuenca del Pacífico colombiano.

Parámetros estimados		Límite inferior	Límite superior
q	0.0126	0.00835	0.019
		95 % CI	
r	0.881	0.637	1.22
k	3250	2490	4250
MSY	716	613	837
		2.5th perc.	97.5th perc.
Biomasa relativa para el último año	0.417	0.255	0.537
Explotación $F/(r/2)$ en el último año	1.32	0.963	2.21
r -k log correlación =		-0.878	

Los datos de capturas observados presentaron tres fases que van desde una inicial de crecimiento hasta el 2005 una decreciente hasta el 2015 y una fase de recuperación hasta el 2019; en cuanto al tamaño del stock se ve que el comportamiento de las biomazas relativas es estable, mientras que la tasa de explotación mostro dos picos en 1998 y 2005 y en los últimos años está casi en un nivel de equilibrio; finalmente la curva de equilibrio muestra un recurso rondando el MSY. (Figura 4-40)

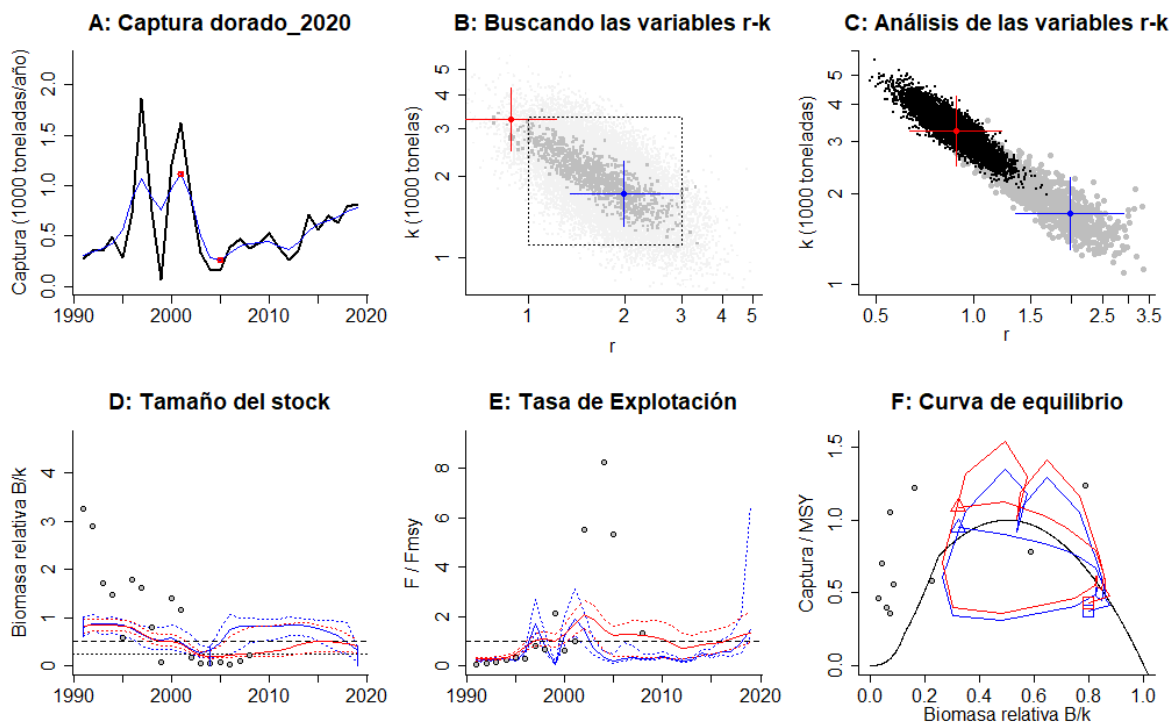


Figura 4-40. Resultados del Análisis de las pesquerías del dorado *Coryphaena hippurus* de la cuenca del Pacífico Colombiano utilizando los modelos CMSY y CSB. El panel superior izquierdo muestra en negro las series temporales de capturas y en azul el promedio móvil de tres años con indicación de la captura más alta y baja, como se usa en la estimación de la biomasa previa por las reglas predeterminadas. El panel B muestra el espacio de registro de $r-k$ explorado y en gris oscuro los pares de $r-k$ que el modelo CMSY encontró compatibles con las capturas y la información previa. El panel C muestra el par $r-k$ más probable y sus límites de confianza aproximados del 95% en azul. Los puntos negros son posibles pares $r-k$ encontrados por el modelo BSM, con una cruz roja que indica el par $r-k$ más probable y sus límites de confianza del 95%. El panel D muestra los datos de abundancia disponibles en rojo, escalados a la estimación BSM de $B_{msy}=0.5 k$, y en azul la trayectoria de biomasa estimada por CMSY. Las líneas punteadas indican los percentiles 2.5 y 97.5. Las líneas azules verticales indican los rangos de biomasa anteriores. El panel E muestra en rojo la tasa de cosecha [captura/abundancia] escalada a la estimación $r/2$ de BSM, y en azul la tasa de cosecha correspondiente de CMSY. El panel F muestra la curva de equilibrio de Schaefer de captura/RMSY en relación con B/k , con sangría en $B/k < 0.25$ para explicar el reclutamiento reducido en tamaños de stock bajos. Los puntos rojos se escalan por estimaciones de BSM y los puntos azules se escalan por estimaciones de CMSY.

El análisis del estado del recurso frete al sistema de aprovechamiento y de manera más precisa en el MSY presentó una etapa de máximo desarrollo con una de disminución y la última que es una recuperación de este; en cuanto al tamaño del stock se estableció que el mismo empezó a declinar, desde el inicio de la serie histórica, hasta un punto crítico entre los años 2000 a 2005, en donde estuvo por debajo del proxi 0.5B, pero en los años más recientes está alcanzando, de nuevo, su óptimo rendimiento, sin embargo, las tasas de aprovechamiento pesqueros muestran cambios entre los periodos mencionados que muestra que en los dos últimos años se está sobrepasando de nuevo el nivel adecuado. (Figura 4-41)

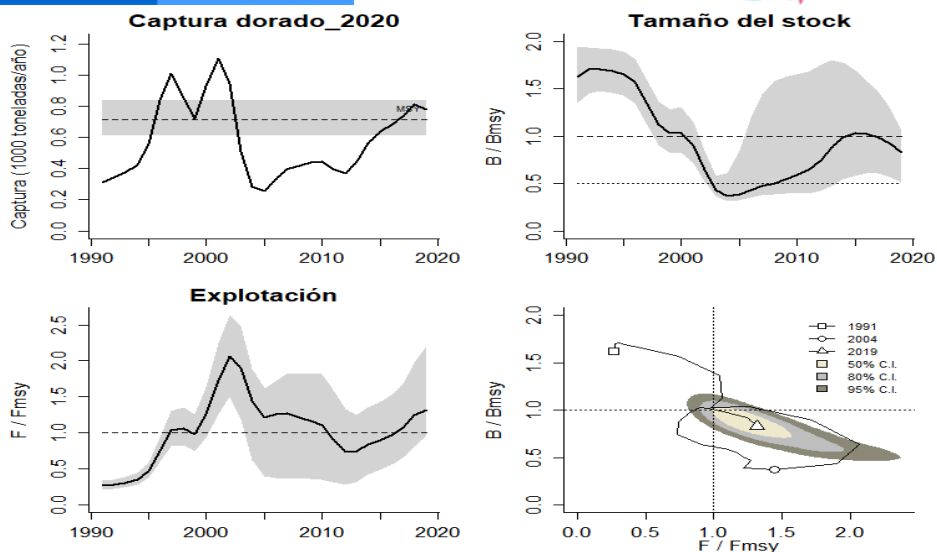


Figura 4-41. Análisis de las pesquerías del dorado *Coryphaena hippurus* del Pacífico colombiano. El panel superior izquierdo muestra el comportamiento de las capturas [curva negra] y la zona gris muestra el nivel de seguridad al 95%. El panel superior derecho muestra la tasa de aprovechamiento de la biomasa frente al RMS. El panel inferior izquierdo muestra la tasa de aprovechamiento frente a al estándar donde $F = F_{msy}$ [línea punteada] y el observado [curva negra] la zona gris es el nivel de seguridad al 95%, el panel inferior derecho muestra el resumen de las tasas relativas de biomasa y las tasas relativas de esfuerzo.

Finalmente, el reconocimiento más puntual sobre el estado de las pesquerías del dorado se muestra en el gráfico de estado de Kobe, en él se observa que los primeros años estuvieron en la zona de alta capacidad, tiene tres años de máxima producción y entre en la zona crítica con cuatro años de recuperación, un año óptimo y regresó a la zona crítica pero estable. (Figura 4-42)

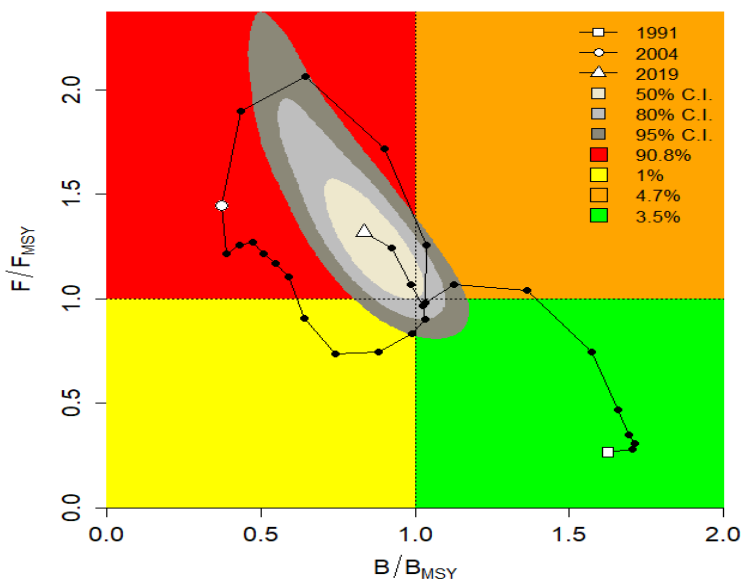


Figura 4-42. Análisis de las pesquerías el dorado *Coryphaena hippurus* en la cuenca del Pacífico colombiano, utilizando el gráfico de fases de Kobe.

4.2.7.1 Conclusiones de las pesquerías del dorado

Es una especie que se captura por lo general en aguas costa afuera, lejos de la plataforma continental del pacífico colombiano, pero en temporada también se puede capturar con espinel (palangre artesanal de superficie) y en pesca industrial con Palangre y redes de cerco (boliches, red atunera).

El dorado se ha convertido en una pesquería que puede ser fuente potencial de aprovechamiento pero al ser un recurso altamente migratorio no nos permitió tener una idea asertiva de su verdadero estado de aprovechamiento ya que contamos con solo una parte del stock; se prevé que en los países donde sus capturas son altas como Ecuador, Perú y Costa Rica, pueden estar cercanos al máximo punto de referencia, por lo que es urgente que se puedan realizar estudios compartidos con estos países que determine el potencial real de la especie y poder establecer una pesquería adecuada a la circunstancia; por lo pronto se considera adecuado establecer una captura de captura cercana a la ya propuesta. No parece ser una especie en estados de alarma de sobreexplotación,

A partir de las estimaciones realizadas de la tasa de explotación de 1.16, biomasa relativa de 0.834, la mortalidad por pesca actual de 0.575 año⁻¹, y la mortalidad por pesca en rendimiento máximo sostenible 0.44 año⁻¹, se propone que el rendimiento máximo sostenible (MSY) para la especie sea un valor de 716 ± (613 - 837) toneladas.

4.2.8 Pesquerías del robalo (*Centropomus viridis* Lockington, 1877)



Foto. R. Robertson © (Fishbase)

Nombre en inglés: White snook

4.2.8.1 Antecedentes del recurso robalo.

La especie es típicamente demersal; se distribuye desde Baja California, México, y desde el Golfo de California hasta el Perú, incluyendo las Islas Galápagos, los parámetros de crecimiento están estimados para la longitud asintótica en 133. Cm de Lt., con una tasa metabólica de crecimiento de 0.29 cm/año, una talla de madurez de 67.5 cm de Lt., con una mortalidad natural de 0.46 año⁻¹ (Fishbase, 2020).

Este recurso prefiere las zonas de manglar y estuarios, pero prefiere realizar sus desoves en ambientes marinos; por esta característica de su comportamiento es uno de los recursos preferidos por las pesquerías artesanales.

4.2.8.2 Análisis de los datos biológicos de las pesquerías del robalo

De los datos recopilados se encontró que esta es una especie de crecimiento isométrico, que alcanza grandes tamaños, pero con una velocidad media, por la tasa de aprovechamiento E es un recurso ligeramente presionado. (Tabla 4-37)

Tabla 4-37. Relación de los parámetros estimados para el robalo *Centropomus viridis* para la cuenca del Pacífico colombiano.

a	b	r2	T.M.	T.M.C	Loo	k	Z	M	F	E
0.010				D.N.	133.					
7	2.93	0.9526	67.5	D.	1	0.29	1.39	0.46	0.93	0.67

4.2.8.3 Análisis de los datos de dinámica de poblaciones del robalo.

Las estimaciones realizadas por la autoridad de pesca del país han determinado que el MSY para la especie de 14 toneladas el indicativo de las talas de aprovechamiento de las tallas marco un nivel aceptable. (Tabla 4-38)

Tabla 4-38. Estimación de los principales parámetros poblacionales de *Centropomus viridis* para la cuenca del Pacífico colombiano.

RMS (t.)	PRO (\$)	B/K	q	TM/TMC	Fuente	Modelo usado	Observaciones
14.4	D.N.D.	D.N.D.	0.0045	1.125	documento de cuotas 2019	bayesiano, producción excedente por remuestreo	Está sobre el nivel de máximo aprovechamiento, aunque las biomazas están en buen nivel.

4.2.8.4 Modelos CMSY y BSM para el análisis de las pesquerías del robalo.

Se realizaron todas las evaluaciones con las herramientas estadísticas sobre los datos observados tanto de capturas como de CPUE se determinó que ambas estructuras de las pesquerías fueron significativas en los ajustes realizados al modelo predictivo, igualmente se encontró que se presentaron cambios en la variación del proceso especialmente en los primeros años de las pesquerías, pero el resultado más positivo fue el diagnóstico de los residuos del CPUE que mostraron un ajuste positivo. (Figura 4-43)

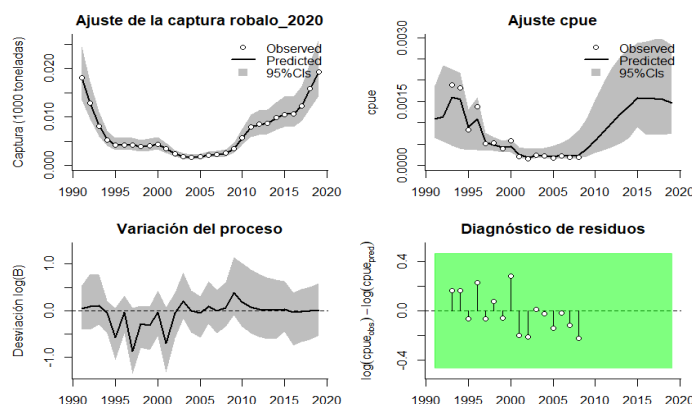


Figura 4-43. Modelación de las pesquerías del robalo *Centropomus viridis*. En el panel superior izquierdo muestra el comportamiento de las pesquerías con límites de confianza aproximad ante del 95 %. En el panel superior derecho se muestra el ajuste de los datos de *CPUE* estimados y observados con una aproximación al 95% de seguridad [zona gris]; en el panel inferior izquierdo se muestra el comportamiento del modelo estimado con una visión del logaritmo de la biomasa, la zona gris es el nivel de seguridad al 95%, el panel inferior izquierdo es en análisis de los residuos de la evaluación del *CPUE*, la zona en verde muestra que hay un ajuste efectivo frente al comportamiento normal de los mismos.

Con la finalidad de analizar el impacto de las evaluaciones prior y posterior de los principales puntos de referencia en el desarrollo de este modelo, se encontró que la capacidad de carga de la especie en el ecosistema fue la más productiva ya que presento el índice PPVR más bajo; de otra parte la distribución de las densidades de la biomasa relativa presento un recurso inicialmente reportado en un rango entre 0.2 a 0.6, este aumento para el 2015 entre 0.5 a 0.9 y finalmente se estabilizó entre 0.4 y 0.8 para el 2019. (Figura 4-44)

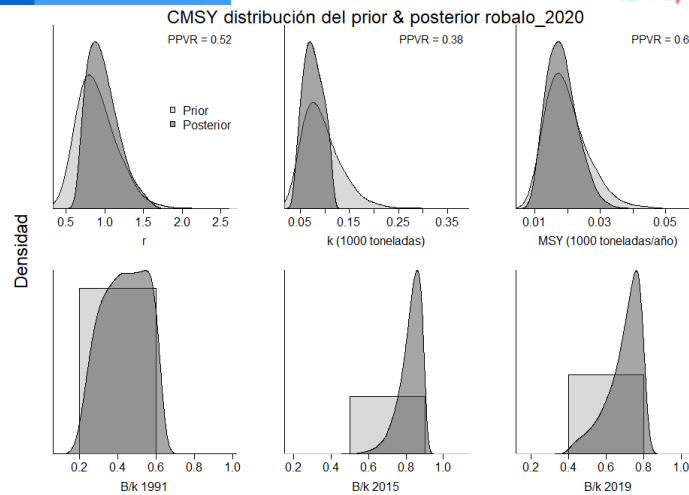


Figura 4-44. Determinación de las zonas de densidad probabilística de los análisis realizados, aplicando el modelo CMSY, pre y post de la aplicación de la teoría bayesiana. el panel superior se refiere a los ajustes en cuanto a la tasa intrínseca de crecimiento [r], la capacidad de carga del ecosistema [K], y del rendimiento máximo sostenible [MSY]. En el panel inferior está el estudio muestra los mismos análisis probabilísticos para los años iniciales el medio más bajo y el final.

Cuando se utilizó el algoritmo BSM, los resultados en la evaluación de los puntos de referencia fueron casi similar con una muy pequeña diferencia a favor de la estimación de K , el análisis de las biomazas relativas en los años fijados como puntos de quiebre fueron de igual impacto que los realizados para el algoritmo CMSY. (Figura 4-45)

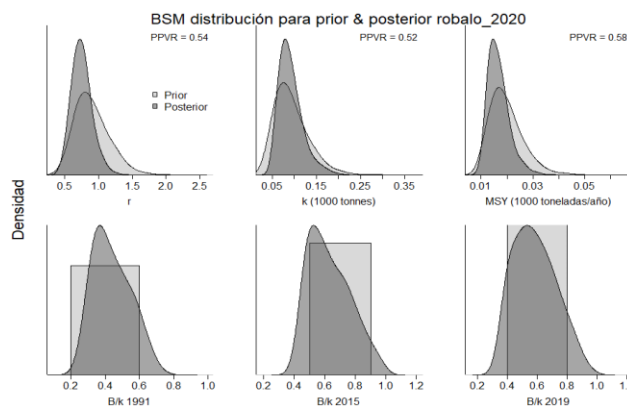


Figura 4-45. Determinación de las zonas de densidad probabilística de los análisis realizados, aplicando el modelo BSM, pre y post de la aplicación de la teoría bayesiana. el panel superior se refiere a los ajustes en cuanto a la tasa intrínseca de crecimiento [r], la capacidad de carga del ecosistema [K], y del rendimiento máximo sostenible [MSY]. En el panel inferior está el estudio muestra los mismos análisis probabilísticos para los años iniciales el medio más bajo y el final.

En la evaluación del desenvolvimiento de los registros históricos de las capturas encontramos que la pesquería ha pasado por una especie de sobrepesca y recuperación que muestra a estos datos con una curva cóncava donde el vértice de la misma está ubicado para el año 2005; de otro lado el análisis de las biomazas relativas muestra un comportamiento diferencia por un lado los datos de capturas presentan un recuso boyante pero de otra parte la CPUE es inversa

a éste por lo que en los años de mayor productividad se presentaron las mayores presiones de pesca, esto es ratificado al analizar la tasa de explotación que muestra como esta tasa (F/F_{msy}) tiene sus mayores impactos hacia la mitad de la secuencia histórica; cuando se construyó la curva de equilibrio lo primero que se observó es que la mayoría de los datos están por debajo del MSY y que la trayectoria de los impactos es casi idéntica al inicio y al final del recuento histórico. (Figura 4-46)

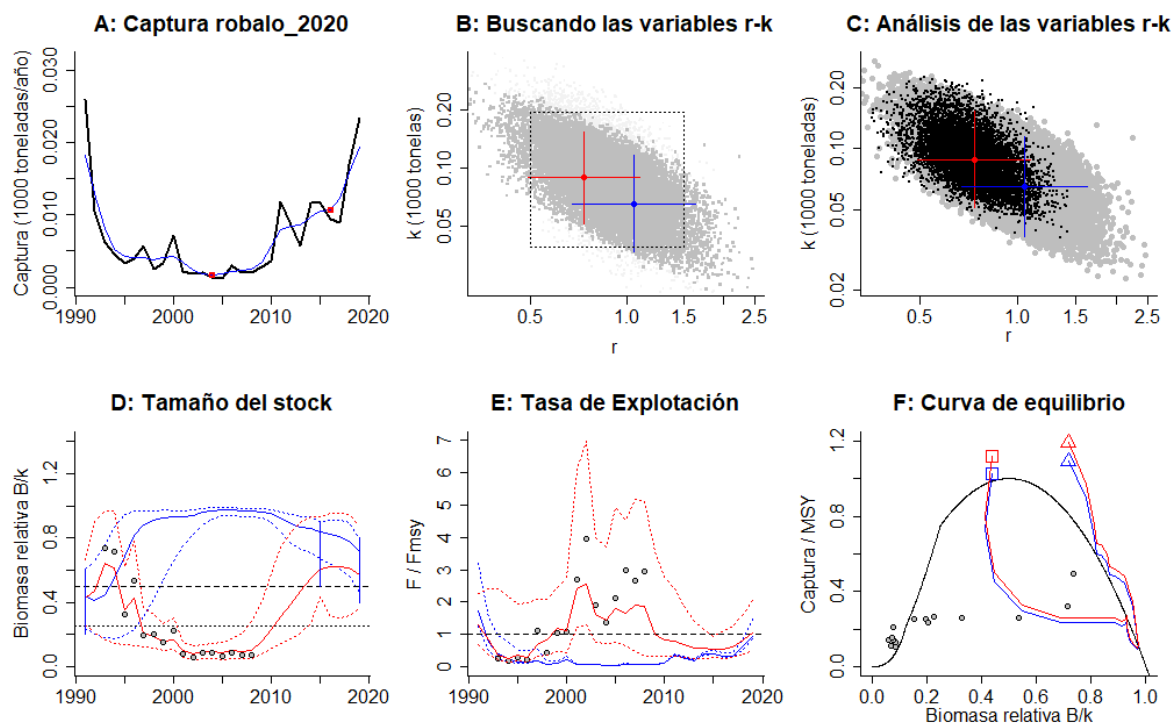


Figura 4-46. Resultados del Análisis de las pesquerías del roballo *Centropomus viridis* de la cuenca del Pacífico Colombiano utilizando los modelos CMSY y CSB. El panel superior izquierdo muestra en negro las series temporales de capturas y en azul el promedio móvil de tres años con indicación de la captura más alta y baja, como se usa en la estimación de la biomasa previa por las reglas predeterminadas. El panel B muestra el espacio de registro de $r-k$ explorado y en gris oscuro los pares de $r-k$ que el modelo CMSY encontró compatibles con las capturas y la información previa. El panel C muestra el par $r-k$ más probable y sus límites de confianza aproximados del 95% en azul. Los puntos negros son posibles pares $r-k$ encontrados por el modelo BMS, con una cruz roja que indica el par $r-k$ más probable y sus límites de confianza del 95%. El panel D muestra los datos de abundancia disponibles en rojo, escalados a la estimación BSM de $B_{msy}=0.5 k$, y en azul la trayectoria de biomasa estimada por CMSY. Las líneas punteadas indican los percentiles 2.5 y 97.5. Las líneas azules verticales indican los rangos de biomasa anteriores. El panel E muestra en rojo la tasa de cosecha [captura/abundancia] escalada a la estimación $r/2$ de BSM, y en azul la tasa de cosecha correspondiente de CMSY. El panel F muestra la curva de equilibrio de Schaefer de captura/RMS en relación con B/k , con sangría en $B/k < 0.25$ para explicar el reclutamiento reducido en tamaños de stock bajos. Los puntos rojos se escalan por estimaciones de BSM y los puntos azules se escalan por estimaciones de CMSY.

Los resultados entre los algoritmos utilizados de CMSY y BMS, muestran diferencias entre los puntos de muestreo ya que el resultado de r presenta una diferencia de estimación de 0.316 que no es grande en especial teniendo en cuenta que los intervalos de confianza incluyen las respuestas para cada cálculo. De otra parte, los resultados de las biomazas relativas que estas pesquerías no se encuentran bajo altas presiones y se puede decir que el aprovechamiento es bajo, así mismo la tasa de explotación ($F/(r/2)$) está cercana a 1 que es un muy buen indicativo. (Tabla 4-39, Tabla 4-40)

Tabla 4-39. Resultados del CMSY para las pesquerías del robalo *Centropomus viridis* de la cuenca del Pacífico colombiano.

Parámetros estimados	Valor	C.I. al 95%	
R	1.05	0.674	1.63
MSY	17.8	10.6	28.5
K	65	36.6	115
		2.2 th perc.	97.5th perc.
Biomasa relativa en el último año	0.322k		
Explotación $F/(r/2)$ en el último año			

Tabla 4-40. Resultados de modelo Schaefer de tipo bayesiano [BMS] usando capturas y CPUE para las pesquerías del robalo *Centropomus viridis* de la cuenca del Pacífico colombiano.

Parámetros estimados		Límite inferior	Límite superior
q	0.0289	0.0166	0.0505
		95 % CI	
r	0.734	0.492	1.09
k	88.6	51.1	154
MSY	16.3	10.2	25.9
		2.25th perc.	97.5th perc.
Biomasa relativa para el último año	0.574k	0.365	0.877
Explotación $F/(r/2)$ en el último año	1.06	0.512	2.04
r -k log correlación =		-0.559	

Por lo anteriormente analizado, se estableció que la mortalidad por pesca de 0.367 y un MSY de 16 toneladas muestra una buena posibilidad de administrar las pesquerías del robalo y que los niveles de explotación están en un nivel aceptable, por lo que la administración de este recurso debe conservarse en estos niveles. (

Tabla 4-41)

Tabla 4-41. Estimación de los puntos de referencia para la toma de decisiones en el manejo de robalo *Centropomus viridis* de la cuenca del Pacífico colombiano.

Parámetros	valor	95 % CI		Decisión
Fmsy =	0.367	0.246	0.547	(si $B > 1/2$ Bmsy cuando $F_{msy} = 0.5r$) 0.44
Fmsy =	0.367	0.246	0.547	(r y Fmsy se reducen lienalmente si $B < 1/2$ Bmsy)
MSY	16.3	10.2	25.9	
Bmsy =	44.3	25.5	76.9	
		2.5th perc.	97.5th perc.	
Biomasa en el último año	25.5	32.3	78.8	
B/Bmsy en el último año	1.15	0.729	1.75	
Mortalidad por pesca en el último año =	0.38	0.249	0.598	
Explotación F/Fmsy =	1.06	0.512	2.04	

Desde el punto de vista general el comportamiento de las capturas frente al punto de referencia MSY ha estado en la mayoría de la serie histórica por debajo del mismo, donde es notorio que el nivel más bajo se encontró para el 2005, el tamaño de stock tuvo claras ondulaciones, aunque se nota la biomasa relativa buscó la estabilidad; que se ve mejor reflejada en la tasa de explotación que igualmente alcanzó para el último año un equilibrio. (Figura 4-47)

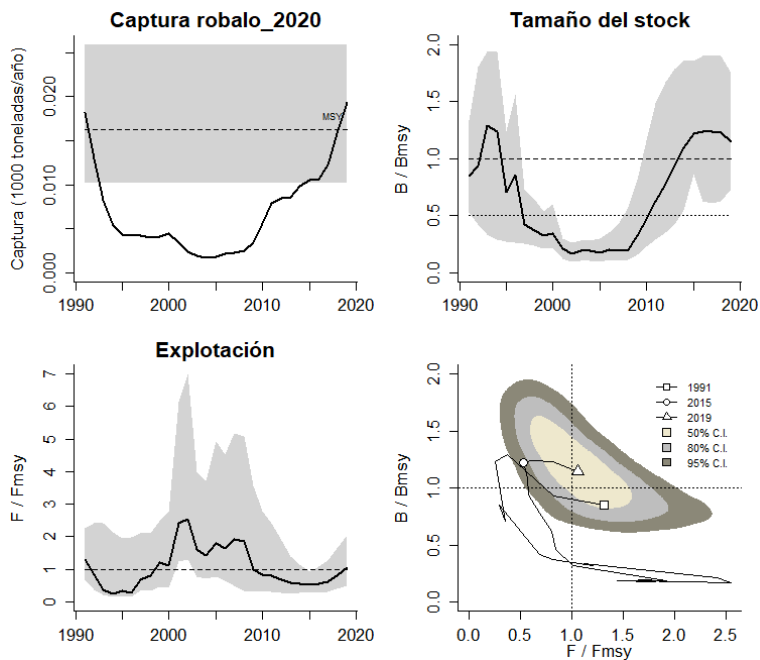


Figura 4-47. Análisis de las pesquerías del robalo *Centropomus viridis* del Pacífico colombiano. El panel superior izquierdo muestra el comportamiento de las capturas [curva negra] y la zona gris muestra el nivel de seguridad al

95%. El panel superior derecho muestra la tasa de aprovechamiento de la biomasa frente al RMS. El panel inferior izquierdo muestra la tasa de aprovechamiento frente a al estándar donde $F = F_{msy}$ [línea punteada] y el observado [curva negra] la zona gris es el nivel de seguridad al 95%, el panel inferior derecho muestra el resumen de las tasas relativas de biomazas y las tasas relativas de esfuerzo.

Todos los anteriores analices permitieron desarrollar el modelo gráfico probabilístico de fase de Kobe, el cual mostró que las pesquerías tuvieron casi un ciclo inverso al normalmente esperado, esto es que empezaron en la zona crítica se recuperaron pasaron por la fase de recuperación y entra de nuevo en una situación bastante crítica, pero en los últimos 10 años está en niveles de recuperación, inclusive se mostró que para el año 2019 la posibilidad de que esta pesquería este recuperada es del 41.7%. (Figura 4-48)

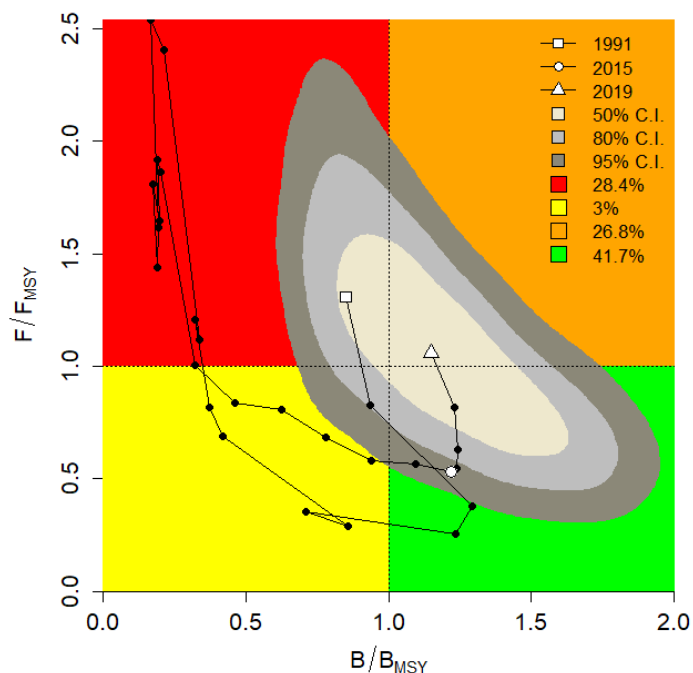


Figura 4-48. Análisis de las pesquerías del robalo *Centropomus viridis* en la cuenca del Pacífico colombiano, utilizando el gráfico de fases de Kobe.

4.2.8.5 Conclusiones para las pesquerías del robalo

Es un recurso aprovechado por redes de enmalle de la pesca artesanal, en áreas costeras con presencia de manglares,

Este es uno de los recursos que muestra una interesante recuperación puesto que sus niveles de aprovechamiento siempre han mostrado indicadores de estabilidad poblacional, es importante destacar que, aunque se considera como un recurso en buen estado sus niveles de rendimientos son muy bajos por lo tanto es claro que las densidades poblacionales no son muy altas. Esto puede ser positivo y negativo al mismo tiempo ya que al no ser muy abundantes la probabilidad de ser atrapados disminuye de forma aleatoria, pero si se detectan sistemas de

pesca más eficientes también las poblaciones pueden disminuir rápidamente. Es un recurso que se encuentra al momento en un estado de aprovechamiento sostenible.

A partir de las estimaciones realizadas de la tasa de explotación de 1.06, biomasa relativa de 1.15, la mortalidad por pesca actual de 0.38 año⁻¹, y la mortalidad por pesca en rendimiento máximo sostenible 0.367 año⁻¹, se propone que el rendimiento máximo sostenible (MSY) para la especie sea un valor de 16.3 ± (10.2 – 25.9) toneladas.

4.2.9 Pesquerías de la sierra (*Scomberomorus sierra* Jordan & Starks, 1895)



Foto: Fish of the World

Nombre en inglés: Pacific sierra.

4.2.9.1 Antecedentes del recurso sierra.

Este es un recurso de hábitos pelágicos que se distribuye entre el Sur de California hasta el Perú que incluye las Islas Galápagos, se encuentra entre los 10 a los 60 m., de profundidad; pero se tiene reportes en Antofagasta en Chile; se reporta como un recurso con una longitud asintótica de 85.8 cm de L., con una tasa metabólica de 0.37 cm/año, con una mortalidad natural de 0.61 año⁻¹, y una talla de madurez de 45.5 cm de Lt., con una tasa instantánea de mortalidad total de 1.41 año⁻¹, una mortalidad por pesca de 0.8 y una tasa de aprovechamiento de 0.5. (Fishbase, 2020).

Este recurso ha sido estudiado en Golfo de California México y se determinó que la especie inicia su madurez en abril y desova en mayo. La longitud de primera captura es de 398 mm de longitud furcal, luego se dedujo que la longitud de madurez sexual fue de 443 mm de longitud furcal, el 70% de las captura correspondieron a hembras con una talla inferior a la de madurez sexual (Aguirre-Villaseñor, Morales-Bojorquez, Moran-Angúlo, Madrid-Vera, & Valdez-Pineda, 2006).

En el pacífico colombiano, Barreto y Borda (2008) y Polo et al (2014) han reportado información sobre su biología pesquera con rangos de captura entre 24 y 90 cm LT, TMC entre 46.6 y 47.9, TMM entre cm LT, entre otros.

4.2.9.2 Análisis de los datos biológicos de las pesquerías de la sierra

Los estudios desarrollados por la autoridad pesquera de Colombia en evaluaciones realizadas hasta el 2008, mostraron que el recurso es de crecimiento alométrico negativo ($P > 0.05$), con una tasa metabólica de crecimiento de 0.34 cm/año y una longitud asintótica grande que implican un crecimiento moderado que producen individuos de buen tamaño, se presentó una tasa de aprovechamiento con tendencia hacia los valores altos superior a 0.5. (Tabla 4-42)

Tabla 4-42. Relación de los parámetros estimados para *Scomberomorus sierra* en la cuenca del Pacífico colombiano.

a	b	r2	T.M.	T.M.C.	Loo	k	Z	M	F	E
0.0198	2.755	0.886	49	53	120	0.34	2.02	0.57	1.45	0.72

4.2.9.3 Análisis de los datos de dinámica de poblaciones de la sierra

Los valores de puntos de referencia mostraron que cuando se realizaron los análisis, antes de aplicar la nueva metodología, mostraron que las pesquerías de la sierra estaban en un nivel aceptable, tanto por los indicadores de biomasa como por los de tallas. (Tabla 4-43)

Tabla 4-43. Estimación de los principales parámetros poblacionales de *Scomberomorus sierra* en la cuenca del Pacífico colombiano.

RMS (t.)	PRO (\$)	B/K	q	TM/TMC	Fuente	Modelo usado	Observaciones
936	4,165,550,670	0.770	0.008	0.9245283	documento de cuotas 2019	Bayesiano, producción excedente por remuestreo	Está sobre el nivel de máximo aprovechamiento, aunque las biomásas están en un nivel aceptable.

4.2.9.4 Evaluación del estado de salud del stock con la modelación LBB de la sierra

Con la información de las tallas recopilados durante la secuencia histórica de 9 años, se revisó cada año con la intención de conocer si estos tenían un comportamiento típico de selectividad y se encontró que todos los años cumplen con las expectativas teóricas propuestas (Froese, y otros, 2018). (Figura 4-49, Figura 4-50)

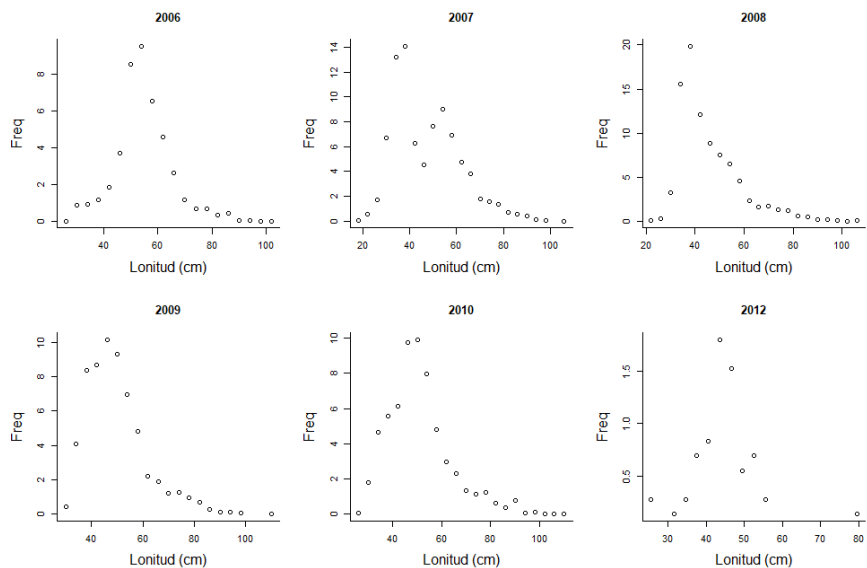


Figura 4-49. Distribución de las tallas de la sierra *Scomberomorus sierra*. entre los años 2006 a 2012. Las tallas presentan en típico comportamiento de la estructura de selectividad.

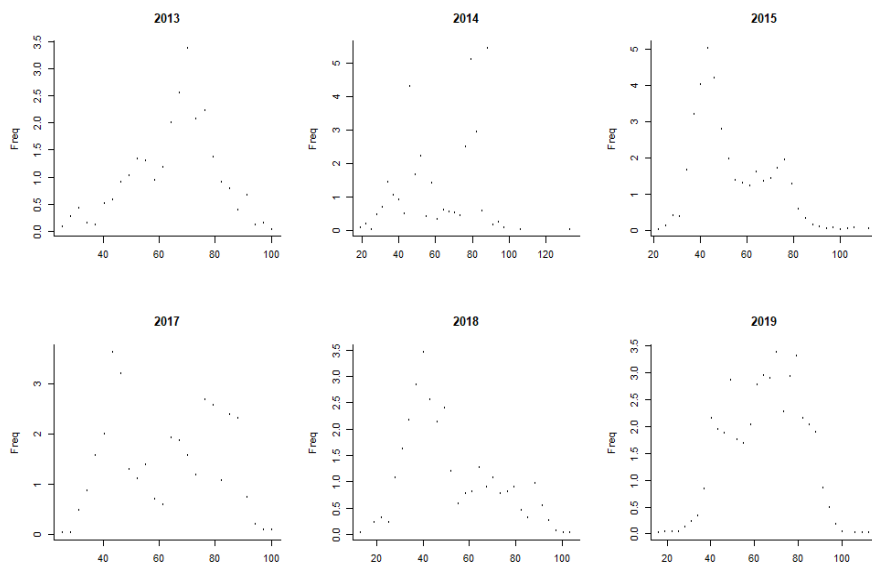


Figura 4-50. Distribución de la sierra *Scomberomorus sierra*. Entre los años 2013 a 2019. Las tallas presentan en típico comportamiento de la estructura de selectividad.

Los análisis relativos a la proyección prior mostro una longitud asintótica superior a la encontrada en los trabajos anteriores ya descritos y con unos puntos de referencia altos respecto a los esperado, estos resultados comparados con los realizados de manera general para la serie de tiempo, fueron bastante similares, aunque se destaca que los resultados de las biomasa relativas son supremamente bajos que darían un nivel de alerta. (Tabla 4-44, Tabla 4-45).

Tabla 4-44. Resultados de las estimaciones paramétrica de las diferentes tasas de aprovechamiento de la sierra *Scomberomorus sierra*. Se presenta el cálculo prior de estos cálculos.

Linf prior	138	SD	1.38	CM			
Z/K prior	3.93	SD	16.7	M/K prior =	1.5	SD	0.15
F/K prior	2.43	(con un rango amplio $t = 4$ en una distribución log-normal)					
Lc prior	34.7	SD	3.47	alfa prior =	30	SD	6

Tabla 4-45. Estimación general de parámetros y tasas de aprovechamiento de la sierra *Scomberomorus sierra* obtenidos de las pesquerías de la cuenca del Pacífico colombiano.

L inf	138	rango	135	141
Lop	91	Lopt/Linf =	0.66	
Lc_opt	84	Lc_opt/Linf	0.61	
M/K	1.54	rango	1.24	1.79
F/K	4.87	rango	4.49	5.33
Z/K	6.49	rango	6.2	6.88
F/M =	3.22	rango	2.57	4.23
B/Bo F=M Lc = Lc_opt		0.365		
B/Bo	0.0554	rango	0.0398	0.0752
Y/R´ F=M Lc = Lc_opt =		0.0441		
Y/R´	0.00616	rango	0.00438	0.00838

En cuanto al comportamiento de las tallas tanto la talla al 50% y la talla media de captura estuvieron casi uniformes con unas pequeñas variaciones; pero cuando se estudió el comportamiento de la tasa de aprovechamiento (F/M) casi toda la serie estuvo en niveles muy altos esta situación se vio corroborada con las biomásas relativas (B/Bo) donde prácticamente todos los años estuvieron por debajo del proxi 0.5B que demuestra una situación alarmante. (Figura 4-51).

Los puntos de referencia tomados, para el 2009, como tasas (M/K, F/K, Z/K, F/M) son muy altos de acuerdo con los estándares teóricos establecidos; de igual manera los patrones de biomásas (B/Bo) y rendimiento por recluta (Y/R´) son bastante bajos que igualmente prende las alarmas. (Tabla 4-46)

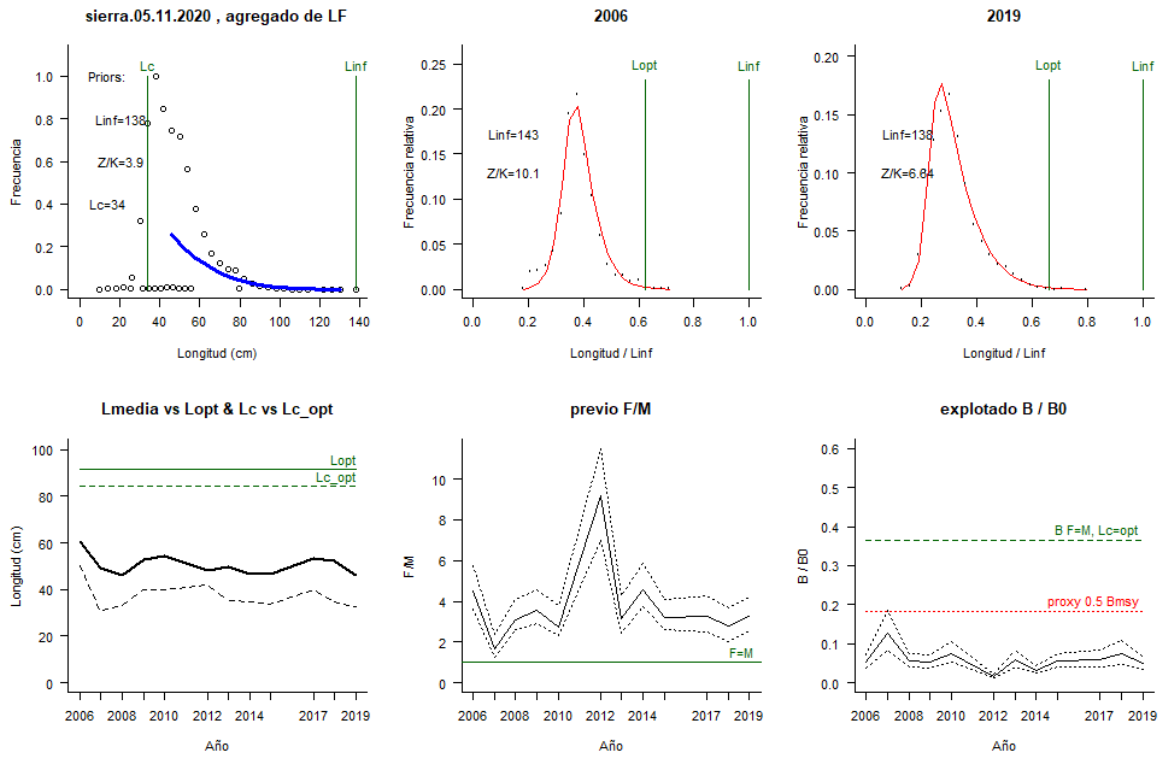


Figura 4-51. Comportamiento de las pesquerías de la sierra *Scomberomorus sierra* en la cuenca del Pacífico colombiano. El panel superior izquierdo muestra los datos frecuencias de longitudes utilizadas para estimar el pre de Lc., Loo y Z/K. Los paneles medio y derechos superiores muestran los datos de longitudes de frecuencias del primero y último año de la serie de tiempo estudiada. La curva roja muestra el ajuste de la ecuación que provee estimaciones de Z/K, M/K, F/K Lc. Loo, los cuales se calculan y se muestran como referencia. El panel inferior izquierdo muestra L media [curva en negrita] en relación con L opt. y Lc., [curva negra discontinua] con relación a la Lc opt. el panel medio inferior muestra la presión de pesca relativo F/M [curva negra] con límites de confianza aproximados del 95% [curva punteada], con relación al nivel de referencia donde F = M [línea horizontal verde]. El panel inferior derecho muestra la biomasa relativa B/Bo [curva negra] con límites de confianza aproximado del 95% [curva negra punteada] con indicación de un proxi para Bmsy [línea discontinua verde] y un proxi para Bpa o 0.5 de Bmsy [línea de puntos roja].

Tabla 4-46. Estimación, para el último año, de los de parámetros y tasas de aprovechamiento de la sierra *Scomberomorus sierra* obtenidos de las pesquerías de la cuenca del Pacífico colombiano.

		Rango	
Lc =	32.5	32.2	32.9
alfa	53.4	50.6	55.5
Lpromedio/Lopt	0.51		
Lc/Lcopt	0.39		
L95th	110	L95th/Loo	0.8
F/K	5.1	4.68	5.5
F/M	3.3	2.55	4.19
Z/K	6.64	6.35	6.95
Y/R´	0.0046	0.00322	0.00616
B/Bo	0.049	0.0346	0.0662
B/BMSY	0.13	0.0947	0.181
Lm50	45.5	Madurez	42.00%

4.2.9.5 Modelos CMSY y BSM para el análisis de las pesquerías de la sierra.

El primer ajuste realizado con esta especie es valorar los datos observados, tanto las capturas como los CPUE con el fin de revisar su comportamiento; se encontró que las capturas sigue un patrón probabilístico definido mientras que la CPUE tuvo dispersiones considerables; sin embargo el diagnostico de los residuos pudo comprobar que el comportamiento de los valores de CPUE observados con los pronosticados eran significativamente relacionados, en general el comportamiento de las variaciones de proceso fueron muy uniformes. (Figura 4-52)

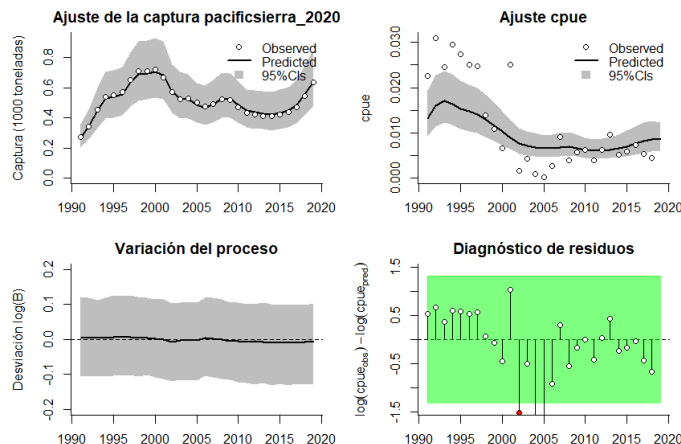


Figura 4-52. Modelación de las pesquerías. En el panel superior izquierdo muestra el comportamiento de las pesquerías de la sierra *Scomberomorus sierra*, con límites de confianza aproximada ante del 95%. En el panel superior derecho se muestra el ajuste de los datos de CPUE estimados y observados con una aproximación al 95 % de seguridad [zona gris]; en el panel inferior izquierdo se muestra el comportamiento del modelo estimado con una visión del logaritmo de la biomasa, la zona gris es el nivel de seguridad al 95%, el panel inferior izquierdo es en análisis de los residuos de la evaluación del CPUE, la zona en verde muestra que hay un ajuste efectivo frente al comportamiento normal de los mismos.

Los análisis comparativos entre los direccionamientos prior y posterior efectuado entre los puntos de referencia paramétricos mostraron que con el indicativo PPVR el mejor ajuste se efectuó con el MSY; las biomazas relativas evolucionaron de la siguiente manera: para el inicio de la serie cronológica en 1991 se determinó que la variación de éstas tasas estuvo entre 0.4 a 0.8, el punto de quiebre 2013 estuvo entre 0.0 y 0.4, pero en 2019 el sistema se recupera ligeramente estando ente 0.01 a 0.4. (Figura 4-53)

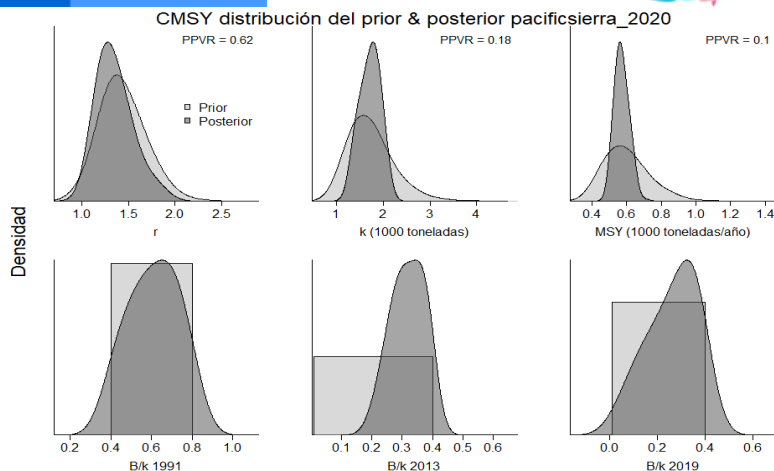


Figura 4-53. Determinación de las zonas de densidad probabilística de los análisis realizados para la sierra *Scomberomorus sierra*, aplicando el modelo CMSY, pre y post de la aplicación de la teoría bayesiana. el panel superior se refiere a los ajustes en cuanto a la tasa intrínseca de crecimiento [r], la capacidad de carga del ecosistema [K], y del rendimiento máximo sostenible [MSY]. En el panel inferior está el estudio muestra los mismos análisis probabilísticos para los años iniciales el medio más bajo y el final.

Cuando se probó con el algoritmo de BMS, se encontró que los resultados, con muy pequeñas variaciones fueron muy parecido, lo cual da una solidez a todos los análisis realizados a partir de estos resultados. (Figura 4-54)

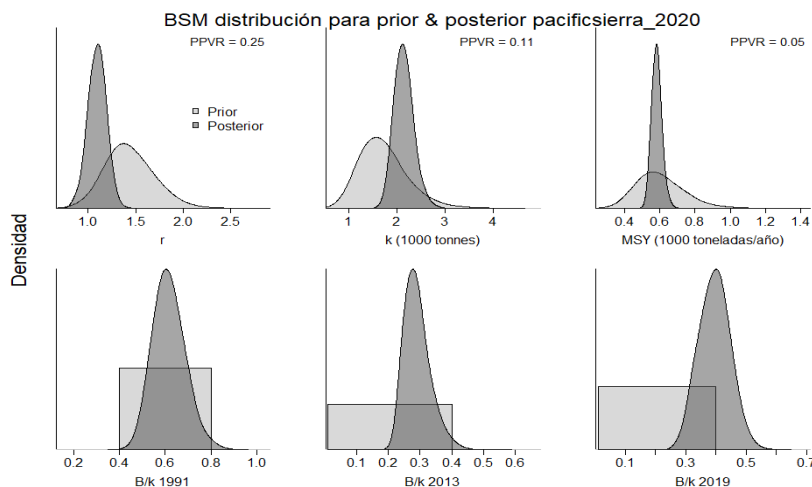


Figura 4-54. Determinación de las zonas de densidad probabilística de los análisis realizados, aplicando el modelo BSM, pre y post de la aplicación de la teoría bayesiana. el panel superior se refiere a los ajustes en cuanto a la tasa intrínseca de crecimiento [r], la capacidad de carga del ecosistema [K], y del rendimiento máximo sostenible [MSY]. En el panel inferior está el estudio muestra los mismos análisis probabilísticos para los años iniciales el medio más bajo y el final.

Los resultados, sometidos a los dos algoritmos diseñados mostraron algunas diferencias entre las estimaciones paramétricas de r y de MSY , siendo las más conservadoras el utilizado con el sistema CMSY, de todas maneras, las tasas de las biomásas relativas muestran que el aprovechamiento está en un nivel aceptable. (Tabla 4-47, Tabla 4-48)

Tabla 4-47. Resultados del CMSY para las pesquerías de la sierra *Scomberomorus sierra* de la cuenca del Pacífico colombiano.

Parámetros estimados	Valor	C.I. al 95%	
R	1.42	1.02	1.98
MSY	567	505	648
K	1620	1260	2090
		2.2 th perc.	97.5th perc.
Biomasa relativa en el último año	0.284k	0.0478	0.395
Explotación F/(r/2) en el último año	2.48	1.78	14.7

Tabla 4-48. Resultados de modelo Schaefer de tipo bayesiano [BMS] usando capturas y CPUE para las pesquerías la sierra *Scomberomorus sierra* de la cuenca del Pacífico colombiano.

Parámetros estimados		Límite inferior	Límite superior
q	0.0101	0.00743	0.0137
		95 % CI	
r	1.09	0.915	1.3
k	2140	1780	2560
MSY	582	528	641
		2.5th perc.	97.5th perc.
Biomasa relativa para el último año	0.396 de K	0.299	0.498
Explotación F/(r/2) en el último año	1.39	1.07	1.85
r -k log correlación =		-0.854	

Con estas bases estructurales se concluyó que la mortalidad por pesca está determinada en 0.545 año⁻¹, que frente a la tasa de aprovechamiento (F/Fmsy) esta 0.39 unidades por encima del este primer valor, la tasas de biomasa relativa (B/Bmsy) está dentro de los límites aceptables incluso por encima 0.5; lo anterior permite afirmar que un MSY de 582 toneladas parece razonable para el aprovechamiento de esta especie. (Tabla 4-49)

Tabla 4-49. Estimación de los puntos de referencia para la toma de decisiones en el manejo de la sierra *Scomberomorus sierra* de la cuenca del Pacífico colombiano.

Parámetros	valor	95 % CI		Decisión
Fmsy	0.545	0.457	0.648	(si B > 1/2 Bmsy cuando Fmsy = 0.5r) (r y Fmsy se reducen linealmente si B < 1/2 Bmsy)
Fmsy	0.545	0.457	0.648	
MSY	582	528	641	
Bmsy	1070	891	1280	
		2.5th perc.	97.5th perc.	
Biomasa en el último año	847	639	1060	
B/Bmsy en el último año	0.792	0.02180.598	0.996	
Mortalidad por pesca en el último año	0.755	0.601	1	
Explotación F/Fmsy	1.39	1.07	1.85	

La serie de tiempo de los datos de las capturas mostró que el recurso tuvo una etapa inicial de alta productividad, hasta el año 2000, luego ésta disminuyó teniendo su pico más bajo en 2015, ya en los últimos años las pesquerías se han ido recuperando. El tamaño del stock muestra que las tasas relativas presentan una comparación entre las capturas y la CPUE que empezó con altos niveles, posteriormente reducidos, pero que en la actualidad tiene una tendencia hacia la estabilización de sus biomasa. Sin embargo, la tasa de explotación mostró una actividad un poco más intensa para el año 2019. Finalmente, la curva de equilibrio muestra que las trayectorias de las capturas y la CPUE presentaron un recorrido muy similar que mostraron un relativo equilibrio productivo, aunque con tendencia hacia la sobreexplotación. (Figura 4-55)

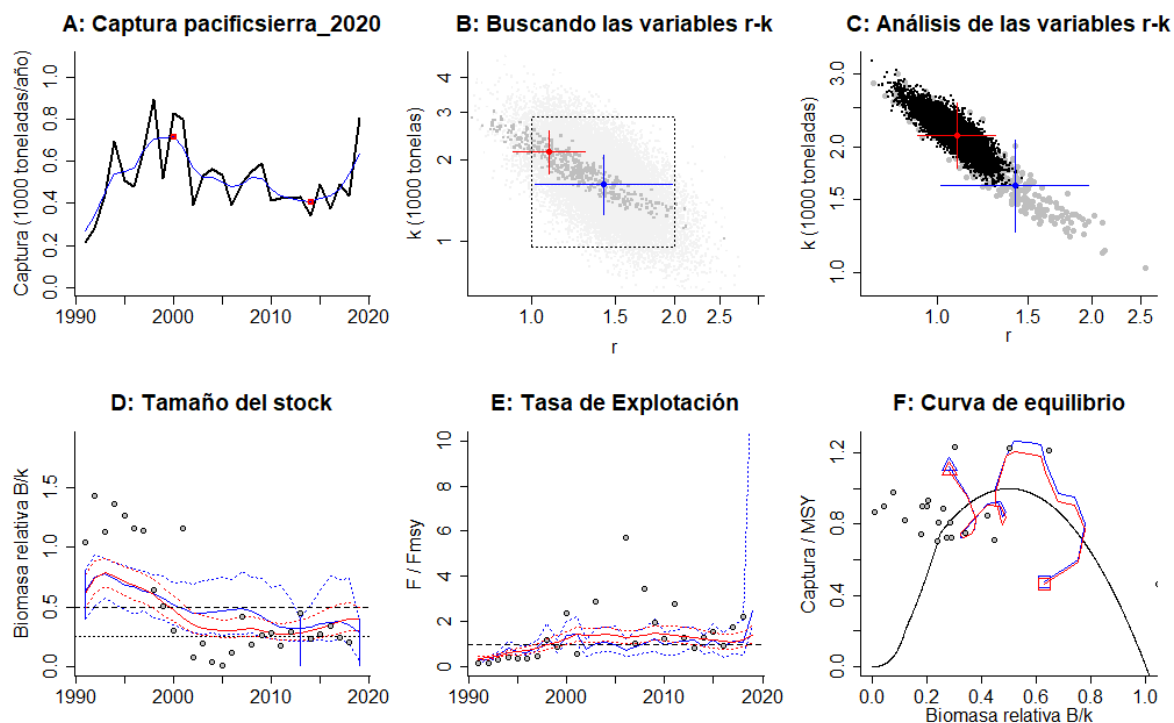


Figura 4-55. Resultados del Análisis de las pesquerías de la sierra *Scomberomorus sierra* de la cuenca del Pacífico Colombiano utilizando los modelos CMSY y CSB. El panel superior izquierdo muestra en negro las series temporales de capturas y en azul el promedio móvil de tres años con indicación de la captura más alta y baja, como se usa en la estimación de la biomasa previa por las reglas predeterminadas. El panel B muestra el espacio de registro de r-k explorado y en gris oscuro los pares de r-k que el modelo CMSY encontró compatibles con las capturas y la información previa. El panel C muestra el par r-k más probable y sus límites de confianza aproximados del 95% en azul. Los puntos negros son posibles pares r-k encontrados por el modelo BMS, con una cruz roja que indica el par r-k más probable y sus límites de confianza del 95%. El panel D muestra los datos de abundancia disponibles en rojo, escalados a la estimación BSM de $B_{msy}=0.5 k$, y en azul la trayectoria de biomasa estimada por CMSY. Las líneas punteadas indican los percentiles 2.5 y 97.5. Las líneas azules verticales indican los rangos de biomasa anteriores. El panel E muestra en rojo la tasa de cosecha [captura/abundancia] escalada a la estimación $r/2$ de BSM, y en azul la tasa de cosecha correspondiente de CMSY. El panel F muestra la curva de equilibrio de Schaefer de captura/RMSY en relación con B/k , con sangría en $B/k < 0.25$ para explicar el reclutamiento reducido en tamaños de stock bajos. Los puntos rojos se escalan por estimaciones de BSM y los puntos azules se escalan por estimaciones de CMSY.

Como una medida de control se comparó las biomazas capturadas frente al MSY calculado y se encontró que el ciclo parece estar relacionado con el sistema tradicional de aprovechamiento de cualquier pesquería, esto es un sistema inicial que empieza a incrementar hasta alcanzar sus máximos niveles y luego decrece pero ésta a su vez está buscando estar más en las capturas del MSY, aunque ligeramente sobrepasada en los últimos años, este comportamiento se vio ratificado en los análisis del tamaño del stock y de las tasas de explotación (F/Fmsy). (Figura 4-56)

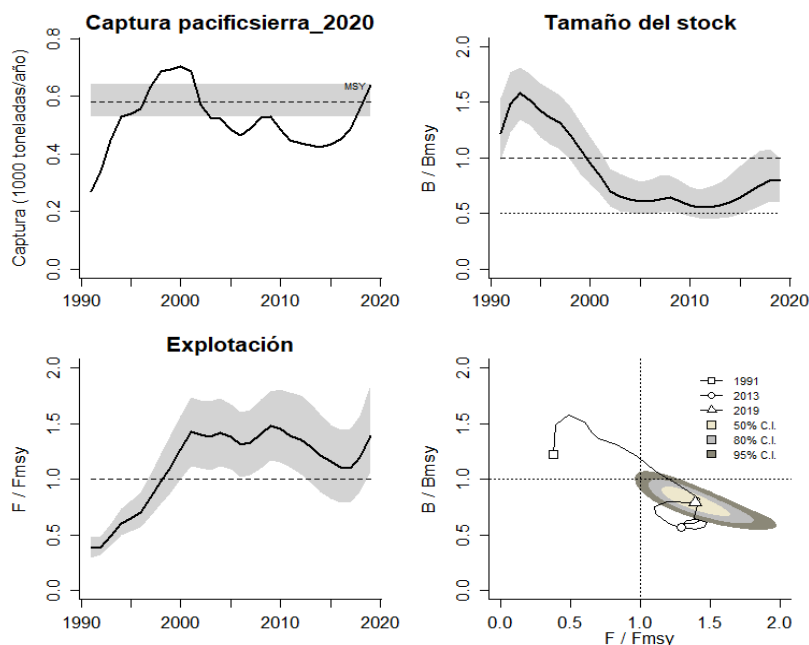


Figura 4-56. Análisis de las pesquerías de la sierra *Scomberomorus sierra* del Pacífico colombiano. El panel superior izquierdo muestra el comportamiento de las capturas [curva negra] y la zona gris muestra el nivel de seguridad al 95%. El panel superior derecho muestra la tasa de aprovechamiento de la biomasa frente al RMS. El panel inferior izquierdo muestra la tasa de aprovechamiento frente a al estándar donde $F = F_{msy}$ [línea punteada] y el observado [curva negra] la zona gris es el nivel de seguridad al 95%, el panel inferior derecho muestra el resumen de las tasas relativas de biomazas y las tasas relativas de esfuerzo.

Pero el más diciente diagnóstico realizado con este recurso es cuando aplicamos el grafico de fases de Kobe, el cual mostro una pesquería con años muy eficientes, con un paso rápido por la fase de plena explotación entrando en la fase crítica; sin embargo, a pesar de estar en zona de riesgo existe la probabilidad del 1.7% que el recurso este en plena explotación y con un 0.5% de que este recuperado. (Figura 4-57)

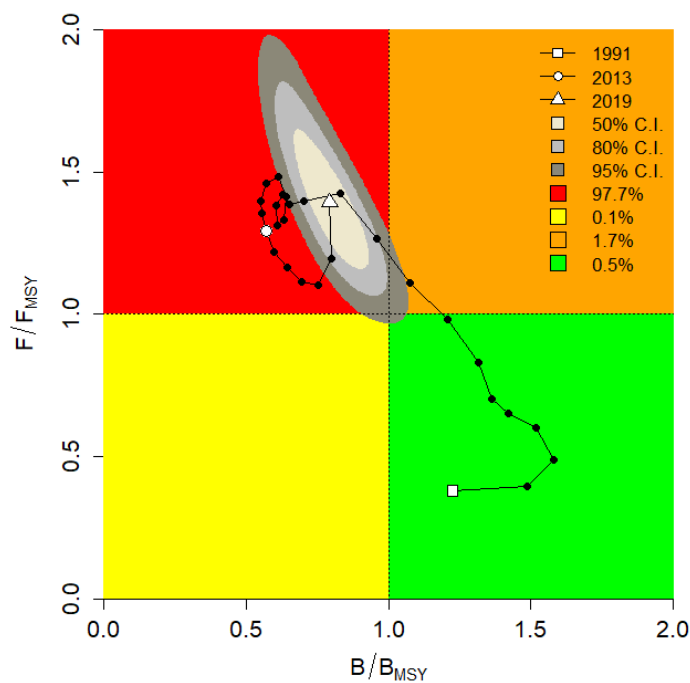


Figura 4-57. Análisis de las pesquerías de la sierra *Scomberomorus sierra* en la cuenca del Pacífico colombiano, utilizando el gráfico de fases de Kobe.

4.2.9.6 Conclusiones para las pesquerías de la sierra

Aunque casi todos los recursos que se capturan en Colombia están en niveles de alto aprovechamiento, la sierra está en un nivel aceptable de producción que, con medidas de manejo y administración pesquera peo con un aporte importante en el manejo ambiental, puedan está mucho más cercanos a el equilibrio que debe existir entre aprovechamiento y estabilidad ecosistémica.

Se encontró que existen diferencias sensibles entre el desarrollo de los modelos de longitudes LBB con el modelo de producción CMSY, que pude ser debido a los siguientes factores:

Al haber una diferencia entre el origen de los datos hizo que las diferencias se acentuaran.

- Los datos de las tallas no tienen una secuencia tan amplia como las capturas esto hace que se pierda parte de la situación del recurso.
- Existe una diferencia tangible entre la toma de información entre tallas y capturas, mientras el primero depende de los nuestros que se realicen en el lugar el segundo se pude deducir por los registros administrativos, lo que le da una diferencia en lo asertivo de los datos.
- El análisis de tallas tiene una gran dependencia de la selectividad de los artes de pesca, mientras que las capturas y la CPUE están determinado el estado integral de las pesquerías.

A partir de las estimaciones realizadas de la tasa de tasa de explotación de 0.792, y un porcentaje de madurez sexual de 42 %, longitud óptima L_{op} la biomasa relativa de 91 cm de Lt.,

la mortalidad por pesca actual de 0.755 año⁻¹, y la mortalidad por pesca en rendimiento máximo sostenible 0.545 año⁻¹, se propone que el rendimiento máximo sostenible (MSY) para la especie sea un valor de 582 ± (528 - 641).

4.2.10 Pesquerías de la merluza (*Brotula clarkae* Hubbs, 1944)



Foto: R. Robertson © (STRI)

Nombre en inglés: Pacific bearded brotula

4.2.10.1 Antecedentes del recurso merluza

El recurso es de hábitos bentopelágicos, distribuido desde el Golfo de California hasta Perú; tiene reportes de longitudes máximas hasta 115 cm de Lt., con una estimación de la longitud asintótica de 104 cm de Lt., y una tasa metabólica de crecimiento de 0.5 cm/año, un registro de mortalidad natural de 0.73 año⁻¹, con una talla de madurez sexual de 54.1 (Fishbase, 2020).

En el pacífico colombiano, Polo et al (2014) estimaron parámetros biológico pesqueros con rangos de captura entre 25 y 100 cm LT, TMC de 72.3 cm LT, TMM de 75.4 cm LT, entre otros, haciendo un análisis de resultados anteriores. Zambrano et al (2018 a) estimaron una TMC de 68.2 cm LT para el pacífico central colombiano y relacionaron varias TMM estimadas para la especie. De la misma manera, Zambrano et al (2018 b) estimaron una TMC de 65.4 para la zona sur del pacifico colombiano.

4.2.10.2 Análisis de los datos biológicos de las pesquerías de la merluza

Los resultados recopilados por la autoridad de pesca de Colombia han determinado que en crecimiento de la especie es de tipo alométrico positivo ($b \neq 3$, $P > 0.05$) con una longitud asintótica menor que la reportada, pero con una tasa metabólica muy parecida, los factores pesqueros mostraron una tasa de explotación muy bajita, que indicó para los años anteriores a la aplicación de estas nuevas metodologías un recurso en óptimas condiciones. (Tabla 4-50)

Tabla 4-50. Relación de los parámetros estimados para *Brotula clarkae* en la cuenca del Pacífico colombiano.

a	b	r ²	T.M.	T.M.C.	Loo	k	Z	M	F	E
0.0027	3.246	0.919 7	54.1	78.5	110	0.57	1.2	0.82	0.38	0.32

4.2.10.3 Análisis de los datos de dinámica de poblaciones de la merluza

Los cálculos anteriores se encontró un rendimiento máximo sostenible de 387 con una tasa de biomasa relativa muy cercana a 1 lo que significa que el recurso estuvo en niveles casi perfectos, las tasas de tallas relativas también estuvieron en valores aceptables. (Tabla 4-51)

Tabla 4-51. Estimación de los principales parámetros poblacionales para *Brotula clarkae* de la cuenca del Pacífico colombiano.

RMS (t.)	PRO (\$)	B/K	q	TM/TMC	Fuente	Modelo usado	Observaciones
387	D.N.D.	0.970	D.N.D.	0.68917197	documento de cuotas 2019	Bayesiano, producción excedente por remuestreo	Los resultados de los análisis anteriores mostraron un sistema en óptimas condiciones

4.2.10.4 Evaluación del estado de salud del stock con la modelación LBB para la merluza

Como se ha venido analizando con los recursos que tuvieron información suficiente sobre tallas, el primer paso que se dio fue el de estudiar el comportamiento de las mismas en cada uno de los años que integraron la serie de tiempo; se encontró que en todos la distribución cumplieron los supuestos de selectividad. (Figura 4-58, Figura 4-59)

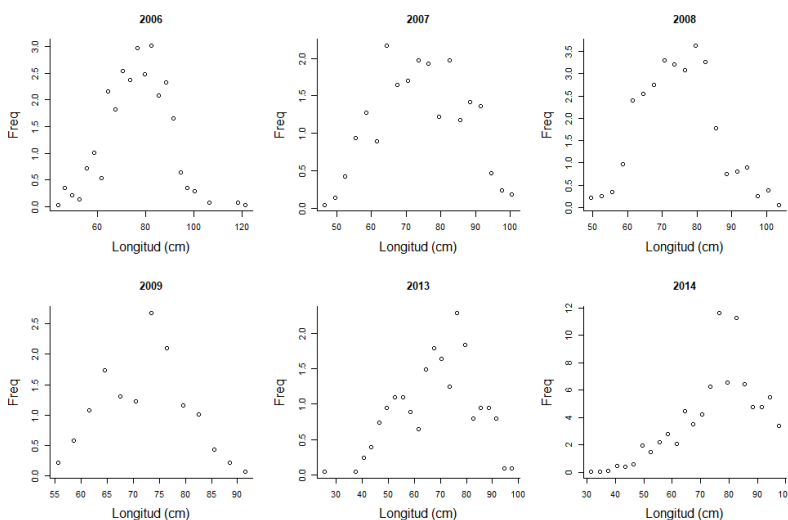


Figura 4-58. Distribución de las tallas para *Brotula clarkae*, entre los años 2006 a 2014. Las tallas presentan en típico comportamiento de la estructura de selectividad.

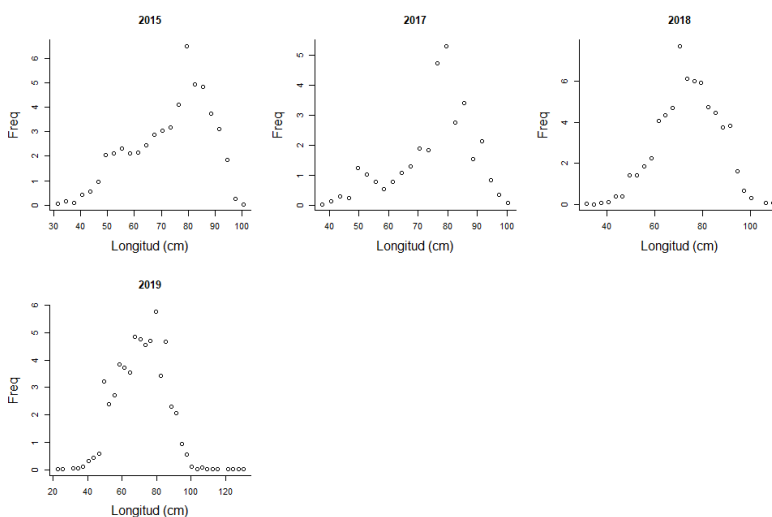


Figura 4-59. Distribución de las tallas para *Brotula clarkae*, entre los años 2015 a 2019. Las tallas presentan en típico comportamiento de la estructura de selectividad.

El análisis prior presentó un valor de longitud asintótica superior a los ya registrados, tanto por la autoridad de pesca como los oficiales para el especie en FishBase, igualmente el mismo valor encontrado por toda la serie de datos sigue siendo superior a los ya consignados; la tasa de mortalidad natura por la tasa metabólica(M/K) es igual a la propuesta por la evaluación prior, las tasas restantes (F/K , Z/K , F/M) parecen ser valores un poco altos, de la misma manera los estimativos de las biomazas relativas (B/Bo) son registros bajos. (Tabla 4-52, Tabla 4-53)

Tabla 4-52. Resultados de las estimaciones paramétrica de las diferentes tasas de aprovechamiento de la merluza *Brotula clarkae*. Se muestra el cálculo prior de estos cálculos.

Linf prior	130	SD	1.3	CM			
Z/K prior	4.92	SD	16.7	M/K prior	1.5	SD	0.15
F/K prior	3.42	(con un rango amplio $t = 4$ en una distribución log-normal)					
Lc prior	64.3	SD	6.43	alfa prior	22.1	SD	2.21

Tabla 4-53. Estimación general de parámetros y tasas de aprovechamiento de la merluza *Brotula clarkae* obtenidos de las pesquerías de la cuenca del Pacífico colombiano.

L inf	129	rango	127	132
Lop	86	$Lopt/Linf =$	0.67	
Lc_opt	80	$Lc_opt/Linf$	0.62	
M/K	1.5	rango	1.26	1.73
F/K	5.51	rango	4.69	6.16
Z/K	6.55	rango	5.82	7.21
F/M	3.52	rango	2.58	4.63
B/Bo $F=M$ $Lc = Lc_opt$		0.366		
B/Bo	0.128	rango	0.0832	0.179
$Y/R' F=M$ $Lc = Lc_opt =$		0.0446		
$Y/R' =$	0.0231	rango	0.0156	0.0374

Los análisis para el último año de la serie (2019), muestran valores superiores para la longitud al 50% (Lc) superiores a los estimados por el sistema prior las tasas son más bajas (F/K, F/M, Z/K) así como las estimaciones de biomasa relativa muestran que hubo una ligera recuperación. Lo que sí es un dato muy interesante es el porcentaje de madurez sexual que es muy positivo y está por encima del 50% que es el límite permitido.

Tabla 4-54. Estimación, para el último año, de los de parámetros y tasas de la *merluza Brotula clarkae* obtenidos para la cuenca del Pacífico colombiano.

		rango	
Lc =	72.4	71.2	73.8
alfa	18.4	17.7	18.9
Lpromedio/Lopt	0.96		
Lc/Lcopt	0.91		
L95th	128	L95th/Loo	0.96
F/K	4.5	3.94	5.12
F/M	2.7	2.01	3.67
Z/K	6.11	5.65	6.77
Y/R	0.027	0.0169	0.0371
B/Bo	0.15	0.0961	0.211
B/BMSY	0.42	0.263	0.578
Lm50	54.1	Madurez	88%

De manera general el manejo de este recurso relacionado con las tallas mostró equilibrio con los puntos objetivos, mientras que la tasa de aprovechamiento (F/M) si estuvo casi siempre por encima de los rangos permitidos, solamente se determinaron algunos años positivos (1006,2007 y 2014, en los años más recientes la recuperación es interesante puesto que están alcanzado los puntos de referencia; con relación a las biomasa relativa (B/Bo) solamente el año 2014 estuvo cerca del punto de referencia, y se nota que desde el 2017 se han ido recuperando. (Figura 4-60)

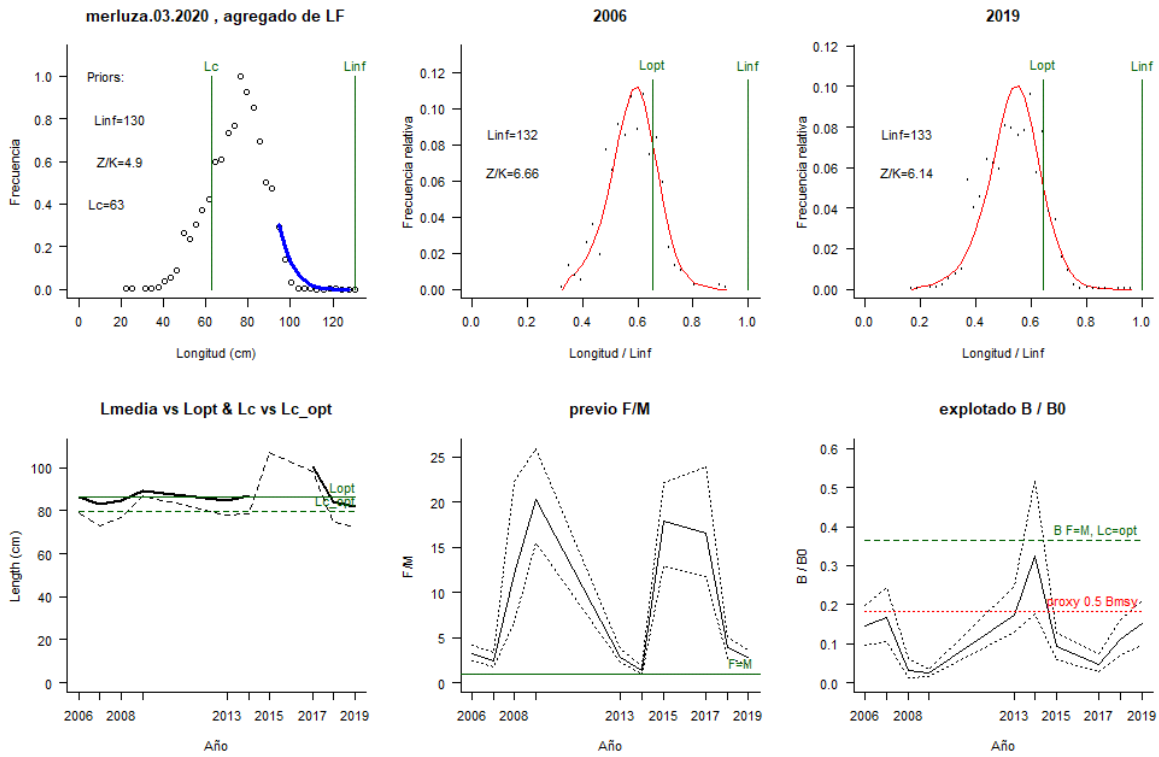


Figura 4-60. Comportamiento de las pesquerías de la merluza *Brotula clarkae* en la cuenca del Pacífico colombiano. El panel superior izquierdo muestra los datos frecuencias de longitudes utilizadas para estimar el pre de Lc., Loo y Z/K. Los paneles medio y derechos superiores muestran los datos de longitudes de frecuencias del primero y último año de la serie de tiempo estudiada. La curva roja muestra el ajuste de la ecuación que provee estimaciones de Z/K, M/K, F/K Lc. Loo, los cuales se calculan y se muestran como referencia. El panel inferior izquierdo muestra L media [curva en negrita] en relación con L opt. y Lc., [curva negra discontinua] con relación a la Lc opt. el panel medio inferior muestra la presión de pesca relativo F/M [curva negra] con límites de confianza aproximados del 95% [curva punteada], con relación al nivel de referencia donde F=M [línea horizontal verde]. El panel inferior derecho muestra la biomasa relativa B/Bo [curva negra] con límites de confianza aproximado del 95% [curva negra punteada] con indicación de un proxi para Bmsy [línea discontinua verde] y un proxi para Bpa o 0.5 de Bmsy [línea de puntos roja].

4.2.10.5 Modelos CMSY y BSM para el análisis de las pesquerías de la merluza.

Las pruebas estadísticas efectuadas tanto a las capturas como a las CPUE fueron positivas en los ajustes a los modelos predictivos, así como a las variaciones del proceso y al diagnóstico de los residuos, por lo tanto, análisis estadístico a los datos bases tiene solidez. (Figura 4-61)

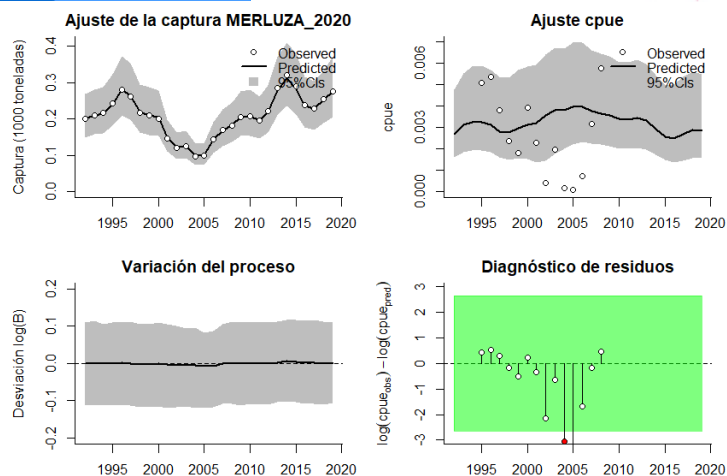


Figura 4-61. Modelación de las pesquerías. En el panel superior izquierdo muestra el comportamiento de las pesquerías de la merluza *Brotula clarkae*, con límites de confianza aproximada ante del 95%. En el panel superior derecho se muestra el ajuste de los datos de CPUE estimados y observados con una aproximación al 95 % de seguridad [zona gris]; en el panel inferior izquierdo se muestra el comportamiento del modelo estimado con una visión del logaritmo de la biomasa, la zona gris es el nivel de seguridad al 95%, el panel inferior izquierdo es en análisis de los residuos de la evaluación del CPUE, la zona en verde muestra que hay un ajuste efectivo frente al comportamiento normal de los mismos.

En la calibración de los puntos de referencia respecto al estudio prior y posterior de las distribuciones de las densidades se encontró que el mejor ajuste por el menor valor de PPVR fue para la capacidad de carga de la especie en el ecosistema; las densidades de las biomásas relativas empezaron con un rango entre 0.4 y 0.8 para 1992, aumentaron para el 2013 a un rango entre 0.5 a 0.9 y se estabilizaron para 2019 entre 0.4 y 0.8. (Figura 4-62).

Utilizando el algoritmo BSM se encontró que las apreciaciones de cálculo variaron ligeramente ya que el punto de referencia MSY fu el mejor ajuste, pero muy cerca de este quedó el punto de referencia K; pero las respuesta en las biomásas por año si fueron idénticos. (Figura 4-63)

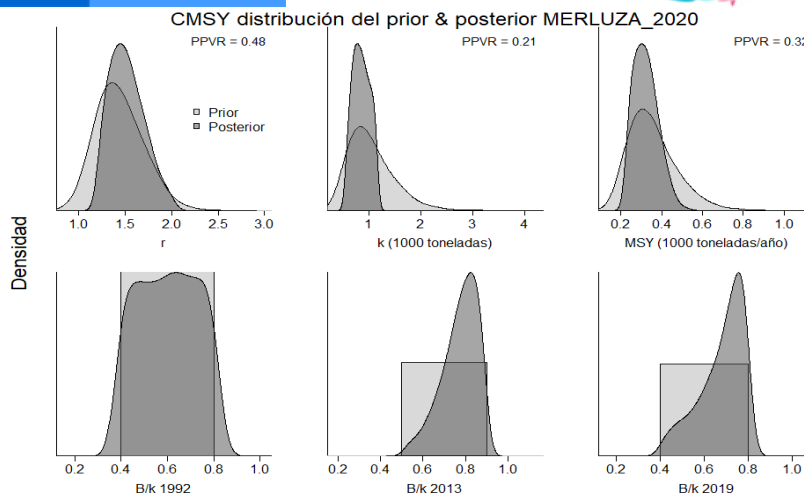


Figura 4-62. Determinación de las zonas de densidad probabilística de los análisis de la merluza *Brotula clarkae*, aplicando el modelo CMSY, pre y post de la aplicación de la teoría bayesiana. el panel superior se refiere a los ajustes en cuanto a la tasa intrínseca de crecimiento [r], la capacidad de carga del ecosistema [K], y del rendimiento máximo sostenible [MSY]. En el panel inferior está el estudio muestra los mismos análisis probabilísticos para los años iniciales el medio más bajo y el final.

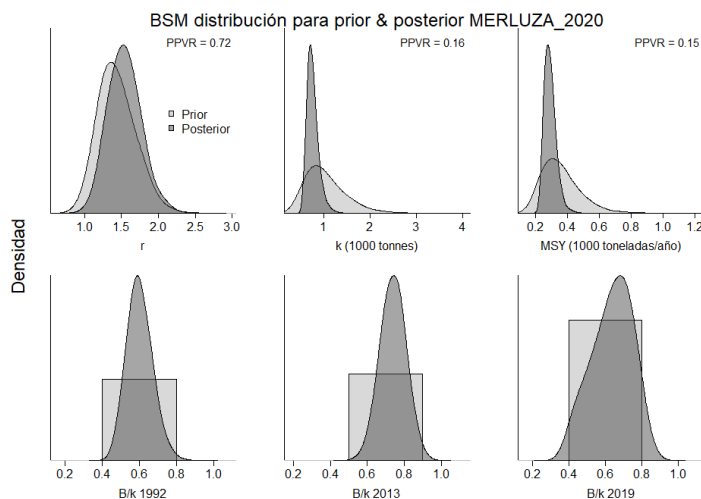


Figura 4-63. Determinación de las zonas de densidad probabilística de los análisis realizados, aplicando el modelo BSM, pre y post de la aplicación de la teoría bayesiana. el panel superior se refiere a los ajustes en cuanto a la tasa intrínseca de crecimiento [r], la capacidad de carga del ecosistema [K], y del rendimiento máximo sostenible [MSY]. En el panel inferior está el estudio muestra los mismos análisis probabilísticos para los años iniciales el medio más bajo y el final.

Los resultados de r para las estimaciones CMSY y BMS fueron bastante ajustadas, donde se presentaron algunas variaciones fue para las estimaciones del punto de referencia MSY donde para el primer sistema el valor es más alto que el segundo; sin embargo, lo más importante de estos resultados es destacar que las apreciaciones de las biomasaes relativas es el más alto de los recursos evaluados indicando que las estabilidad ecológica y pesquera son muy eficientes. (Tabla 4-55, Tabla 4-56)

Tabla 4-55. Resultados del CMSY para las pesquerías de la merluza *Brotula clarkae* de la cuenca del Pacífico colombiano.

Parámetros estimados	Valor	C.I. al 95%	
r	1.51	1.21	2.05
MSY	317	230	452
K	792	536	1170
		2.2 th perc.	97.5th perc.
Biomasa relativa en el último año	0.706k	0.438	0.796
Explotación $F/(r/2)$ en el último año	0.667	0.592	1.08

Tabla 4-56. Resultados de modelo Schaefer de tipo bayesiano [BMS] usando capturas y CPUE para las pesquerías de la merluza *Brotula clarkae* de la cuenca del Pacífico colombiano.

Parámetros estimados		Límite inferior	Límite superior
q	0.00599	0.00377	0.00953
		95 % CI	
r	1.53	1.14	2.04
k	757	558	1030
MSY	289	227	368
		2.5th perc.	97.5th perc.
Biomasa relativa para el último año	0.646	0.407	0.826
Explotación $F/(r/2)$ en el último año	0.746	0.462	1.38
r -k log correlación		-0.669	

La revisión de los datos de captura observados muestran una pesquería con oscilaciones entre los años de la serie histórica, pero a su vez esta tiene un comportamiento relativamente uniforme (observar la media móvil), en cuanto al tamaño del stock, amén de algunas variaciones el comportamiento de las biomásas relativas fue uniforme, donde se presentaron algunas variaciones de consideración fueron en la tasa de explotación, sin embargo, casi todas estuvieron por debajo del límite ideal, lo cual es bueno para la supervivencia del recurso. En cuanto a la curva de equilibrio todas las trayectorias de las estimaciones se agrupó en el lado óptimo de la curva. (Figura 4-64)

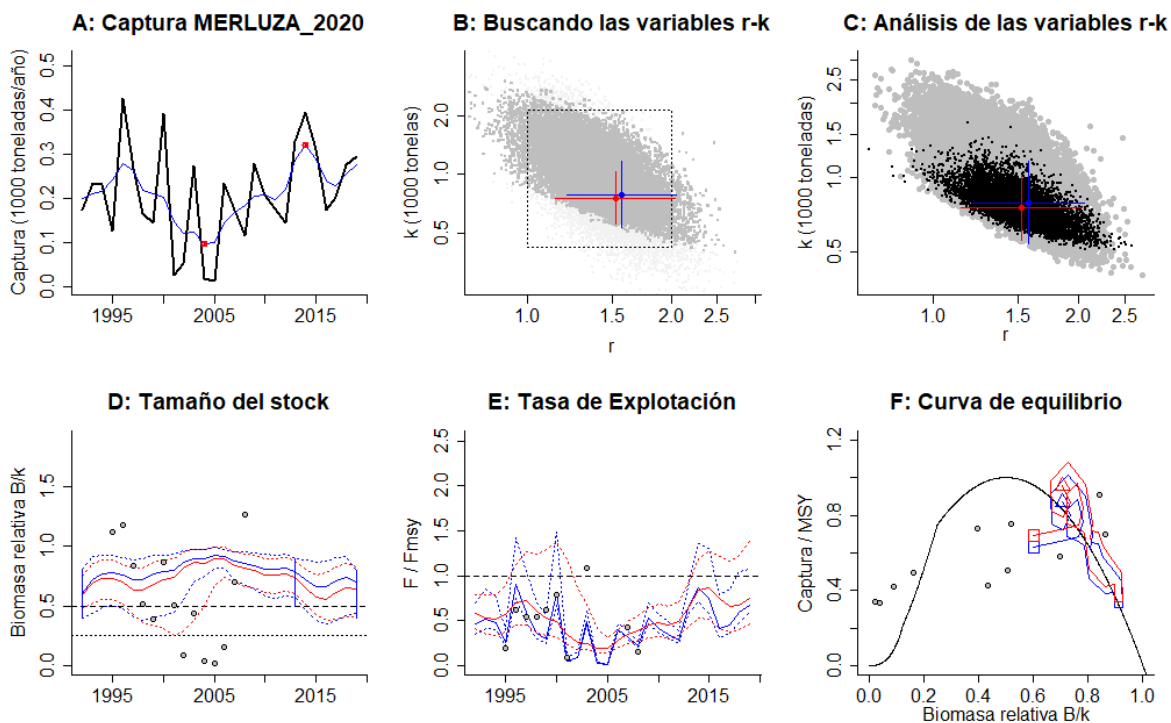


Figura 4-64. Resultados del Análisis de las pesquerías de la merluza *Brotula clarkae* de la cuenca del Pacífico Colombiano utilizando los modelos CMSY y CSB. El panel superior izquierdo muestra en negro las series temporales de capturas y en azul el promedio móvil de tres años con indicación de la captura más alta y baja, como se usa en la estimación de la biomasa previa por las reglas predeterminadas. El panel B muestra el espacio de registro de r-k explorado y en gris oscuro los pares de r-k que el modelo CMSY encontró compatibles con las capturas y la información previa. El panel C muestra el par r-k más probable y sus límites de confianza aproximados del 95% en azul. Los puntos negros son posibles pares r-k encontrados por el modelo BMS, con una cruz roja que indica el par r-k más probable y sus límites de confianza del 95%. El panel D muestra los datos de abundancia disponibles en rojo, escalados a la estimación BSM de $B_{msy}=0.5 k$, y en azul la trayectoria de biomasa estimada por CMSY. Las líneas punteadas indican los percentiles 2.5 y 97.5. Las líneas azules verticales indican los rangos de biomasa anteriores. El panel E muestra en rojo la tasa de cosecha [captura/abundancia] escalada a la estimación $r/2$ de BSM, y en azul la tasa de cosecha correspondiente de CMSY. El panel F muestra la curva de equilibrio de Schaefer de captura/RMSY en relación con B/k, con sangría en $B/k < 0.25$ para explicar el reclutamiento reducido en tamaños de stock bajos. Los puntos rojos se escalan por estimaciones de BSM y los puntos azules se escalan por estimaciones de CMSY.

Parte de ejercicio de la determinación de los puntos de referencia es la de comparar los cambios temporales de las capturas, de lo cual se encontró que estos casi siempre estuvieron por debajo de esta referencia; respecto a la funcionalidad de las tasas de biomasa relativa (B/B_{msy}), sorprendentemente todas estuvieron por encima del referente teórico indicando que las pesquerías han sido eficientes, esto se vio corroborado en las tasas de explotación (F/F_{msy}) que tampoco alcanzaron el límite referente. (Figura 4-65)

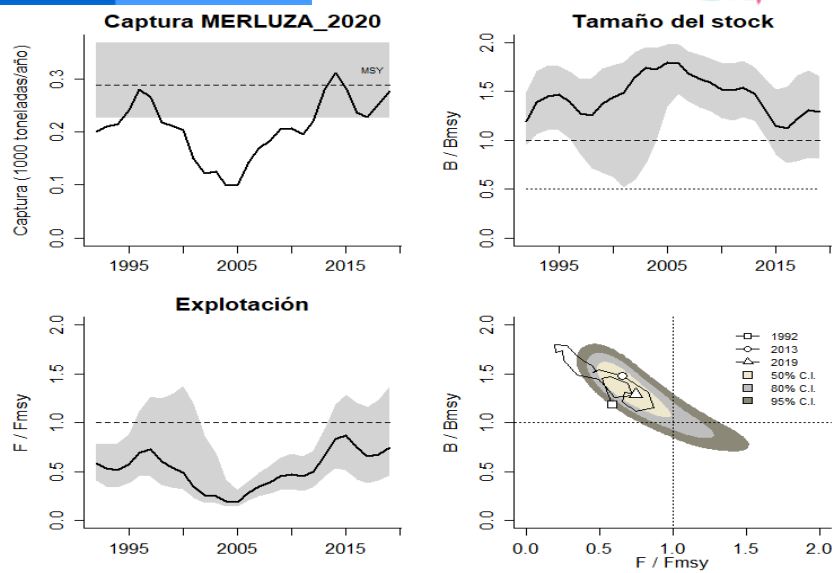


Figura 4-65. Análisis de las pesquerías de la merluza *Brotula clarkae* del Pacífico colombiano. El panel superior izquierdo muestra el comportamiento de las capturas [curva negra] y la zona gris muestra el nivel de seguridad al 95%. El panel superior derecho muestra la tasa de aprovechamiento de la biomasa frente al RMS. El panel inferior izquierdo muestra la tasa de aprovechamiento frente a al estándar donde $F = F_{msy}$ [línea punteada] y el observado [curva negra] la zona gris es el nivel de seguridad al 95%, el panel inferior derecho muestra el resumen de las tasas relativas de biomazas y las tasas relativas de esfuerzo.

Finalmente, la trayectoria más descriptiva de la historia de las pesquerías de la merluza se evidencio en el gráfico de fases de Kobe, en él se evidencia que las pesquerías siempre han estado en la fase óptima de aprovechamiento, sin embargo, es importante anotar que la probabilidad de que para el año 2019 este en la fase crítica es del 13%, así como que se encuentre en los niveles de plena explotación es de 5.3% y las más baja es que el mismo este en la fase de recuperación es de 0.4%. (Figura 4-66)

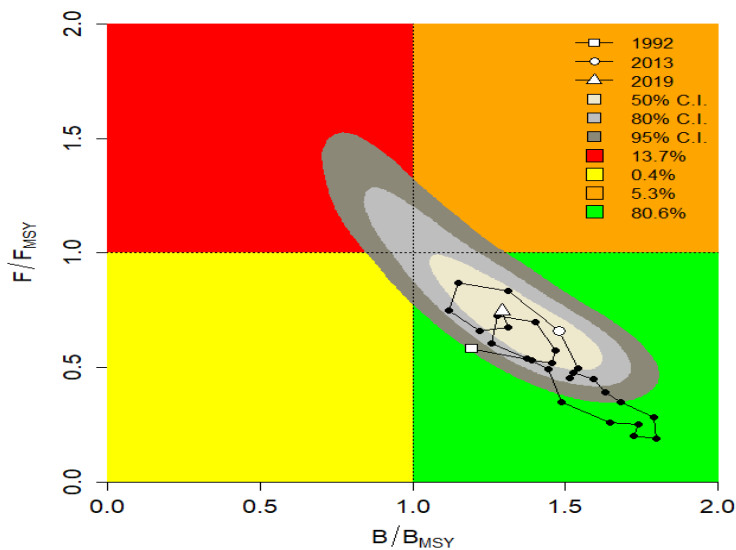


Figura 4-66. Análisis de las pesquerías de la merluza *Brotula clarkae* en la cuenca del Pacífico colombiano, utilizando el gráfico de fases de Kobe.

4.2.10.6 Conclusiones para las pesquerías de la merluza

En líneas generales se encontró un conflicto entre los resultados del LBB y los reflejados en el de CMSY, aunque ya se han analizado las variantes que se puede presentar entre el manejo de tallas y el de capturas hay que agregar que los datos de talla son mucho más alarmantes que los de capturas, aunque el diagrama de Kobe siempre muestra todas las posibilidades que se generan sobre el sistema. P mostrando un recurso en un estado de aprovechamiento sostenible. Por cobertura histórica se puede dar una cierta credibilidad al modelo CMSY por lo que se considera que las cuotas de pesca pueden incluir el valor de MSY como el adecuado para administrar las pesquerías.

A partir de las estimaciones realizadas de la tasa de explotación de 0.746, biomasa relativa de 1.29, la mortalidad por pesca actual de 0.565 año⁻¹, y la mortalidad por pesca en rendimiento máximo sostenible 0.763 año⁻¹, se propone que el rendimiento máximo sostenible (MSY) para la especie sea un valor de 289 ± (227 - 368) toneladas.

4.2.11 Pesquerías de la sardinata (*Elagatis bipinnulata* (Quoy & Gaimar, 1825))

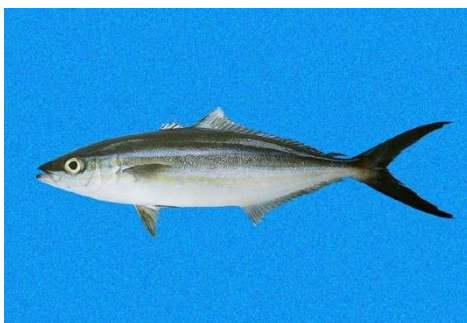


Foto: R. Robertson© (STRI)

Nombre en inglés: Rainbow runner.

4.2.11.1 Antecedentes del recurso sardinata

Recurso marino asociado a los sistemas arrecifales; se distribuye en el Atlántico Oeste desde Massachussets USA, y el norte del Golfo de México hasta Río de Janeiro, Brasil; en el Pacífico desde el Golfo de California hasta el Ecuador incluyendo las Islas Galápagos. Se encuentra desde los 0 a los 150 m., de profundidad, la máxima talla reportada es de 180 cm de Lt., con una longitud asintótica de 105 cm de Lt., con una tasa metabólica de 0.25 cm/año; las estimaciones de los parámetros de sus pesquerías indican una tasa instantánea de mortalidad total de 5 año⁻¹, con una mortalidad por pesca de 4.53 años⁻¹, y una tasa de aprovechamiento de 0.91. la mortalidad por pesca as u vez fue estimada en 0.47. (Fishbase, 2020).

La sardinata es un predador por excelencia, pero principalmente se alimenta de peces, crustáceos, cefalópodos principalmente. (Juniro, Vieira-Hazin, & Lessa, 2006). La madurez sexual la alcanza a los 64.6 cm LF en aguas del Atlántico Brasileño (Pinheiro et al. 2011).

La sardinata ha sido reportada en las pesquerías artesanales del pacifico centro y pacifico sur colombiano (Zambrano et al 2018 a, b).

4.2.11.2 Análisis de los datos de dinámica de poblaciones de la sardinata

De los estudios realizados por la autoridad pesquera solamente se tiene referencias del punto de referencia RMS y de las biomazas relativas que por lo pronto no indican que el recurso no estuvo presionado en el periodo del análisis respectivo (2005). (Tabla 4-57)

Tabla 4-57. Estimación de los principales parámetros poblacionales de sardinata *Elagatis bipinnulata* de la cuenca del Pacífico colombiano.

RMS (t.)	PRO (\$)	B/K	q	TM/TMC	Fuente	Modelo usado	Observaciones
14	D.N.D.	0.790	D.N.D.	D.N.D.	documento de cuotas 2019	Bayesiano, producción excedente por remuestreo	Los resultados de los análisis anteriores mostraron un sistema aceptable

4.2.11.3 Modelos CMSY y BSM para el análisis de las pesquerías de la sardinata

Las datos observados tanto de las capturas como los de CPUE fueron sometidos a pruebas estadísticas de ajuste que mostraron una perfecta armonía de ambas variables, lo anterior se vio confirmado con el diagnostico de los residuos que fue un ajuste perfecto que no se logró con ningún otro recurso evaluado. (Figura 4-67)

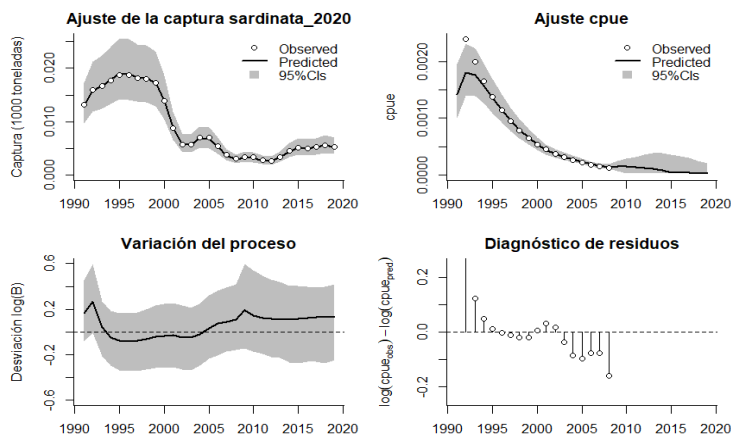


Figura 4-67. Modelación de las pesquerías. En el panel superior izquierdo muestra el comportamiento de las pesquerías de sardinata *Elagatis bipinnulata*, con límites de confianza aproximada ante del 95%. En el panel superior derecho se muestra el ajuste de los datos de CPUE estimados y observados con una aproximación al 95 % de seguridad [zona gris]; en el panel inferior izquierdo se muestra el comportamiento del modelo estimado con una visión del logaritmo de la biomasa, la zona gris es el nivel de seguridad al 95%, el panel inferior izquierdo es en análisis de los residuos de la evaluación del CPUE, la zona en blanco muestra que hay un ajuste efectivo frente al comportamiento normal de los mismos.

La siguiente evaluación se realizó sobre los puntos de referencia en la modalidad de las densidades prior y posterior en la modalidad del algoritmo CMSY, el resultado mostró que el mejor ajuste con el indicativo PPVR fue para el parámetro MSY, aunque el estimativo de r estuvo muy próximo, las densidades probabilísticas de las biomazas relativas fueron para el año 1991 en un rango entre 0.2 a 0.6, luego en el 2011 mostro un punto de quiebre con un rango entre 0.0 y 0.4 y finalmente para 2019 este rango se estrechó entre 0.0 y 0.3. (Figura 4-68).

Los resultados para el algoritmo BSM para las densidades prior y posterior se centraron el que el mejor estimado se dirigió hacia el MSY; en cuanto las distribuciones de densidades probabilísticas relativos a las biomazas relativas las dos primeras fueron similares al sistema anterior, pero para el 2019 las densidades se redujeron totalmente. (Figura 4-69)

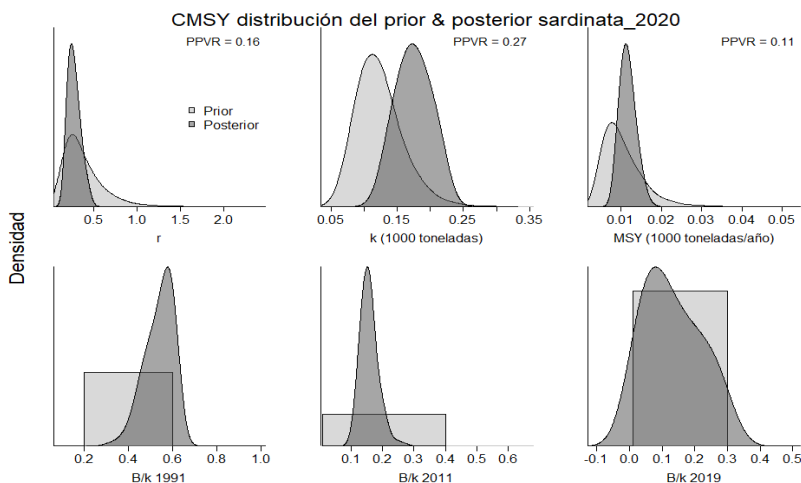


Figura 4-68. Determinación de las zonas de densidad probabilística de los análisis realizados de sardinata *Elagatis bipinnulata*, aplicando el modelo CMSY, pre y post de la aplicación de la teoría bayesiana. el panel superior se refiere a los ajustes en cuanto a la tasa intrínseca de crecimiento [r], la capacidad de carga del ecosistema [K], y del rendimiento máximo sostenible [MSY]. En el panel inferior está el estudio muestra los mismos análisis probabilísticos para los años iniciales el medio más bajo y el final.

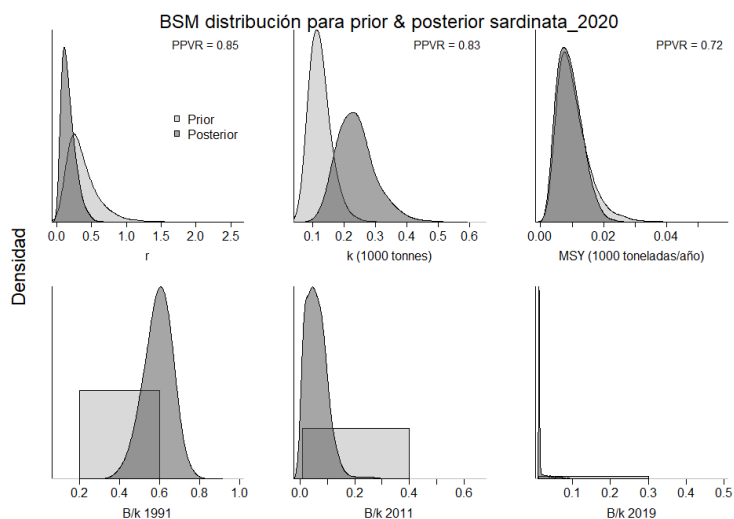


Figura 4-69. Determinación de las zonas de densidad probabilística de los análisis realizados, aplicando el modelo BSM, pre y post de la aplicación de la teoría bayesiana. el panel superior se refiere a los ajustes en cuanto a la tasa intrínseca de crecimiento [r], la capacidad de carga del ecosistema [K], y del rendimiento máximo sostenible [MSY].

En el panel inferior está el estudio muestra los mismos análisis probabilísticos para los años iniciales el medio más bajo y el final.

Los resultados puntuales entre los algoritmos planteados mostraron diferencias significativas para la tasa intrínseca de crecimiento r ya que las diferencias estuvieron en 0.146 unidades, mientras que para el MSY no se encontró diferencias que alteren demasiado la decisión administrativa, en esta ruta las biomasa relativa si determinaron que el recuso está en un alto nivel de explotación en especial se resalta aquí que la tasa de aprovechamiento ($F/(r/2)$) es exageradamente alta. (Tabla 4-58, Tabla 4-59)

Tabla 4-58. Resultados del CMSY para las pesquerías de sardinata *Elagatis bipinnulata* de la cuenca del Pacífico colombiano.

Parámetros estimados	Valor	C.I. al 95%	
R	0.294	0.173	0.499
MSY	11.5	8.63	15.9
K	162	115	230
		2.2 th perc.	97.5th perc.
Biomasa relativa en el último año	0.116	0.0129	0.292
Explotación $F/(r/2)$ en el último año	2.6	1.03	23.3

Tabla 4-59. Resultados de modelo Schaefer de tipo bayesiano [BMS] usando capturas y CPUE para las pesquerías de sardinata *Elagatis bipinnulata* de la cuenca del Pacífico colombiano.

Parámetros estimados		Límite inferior	Límite superior
q	0.0105	0.00699	0.0156
		95 % CI	
r	0.148	0.0459	0.474
k	230	140	378
MSY	8.49	4	20
		2.5th perc.	97.5th perc.
Biomasa relativa para el último año	0.0122k	0.0109	0.0901
Explotación $F/(r/2)$ en el último año	456	7.22	1400
r -k log correlación =		-0.752	

El análisis de la trayectoria de la serie de datos histórica muestra dos fases, una inicial de alta productividad hasta el 2000 y luego un descenso brusco para estabilizarse en los niveles bajos con una ligera recuperación en los últimos años, en cuanto al tamaño del stock se aprecia que existe una trayectoria muy parecida entre las capturas y los CPUE, estos mostraron similarmente que las tasas de biomasa relativa empezaron con niveles relativamente altos pero fueron descendiendo vertiginosamente por lo que llegaron a bajos rendimientos. La tasa de explotación (F/F_{msy}) se disparó totalmente en especial con la trayectoria marcada por el CPUE. Toda la

información gráfica anterior se ve resumida en la curva de equilibrio donde el 30% de los registros están por debajo de los puntos de referencia (MS). (Figura 4-70).

Como medidas administrativas se sugiere bajar los puntos de referencia para el aprovechamiento de la especie dejándolo en un valor cercano a las 8 toneladas y buscar que el esfuerzo de pesca se reduzca a un valor cercano a 1.5 ya que la tasa de aprovechamiento (F/F_{msy}) está exageradamente alta. (

Tabla 4-60)

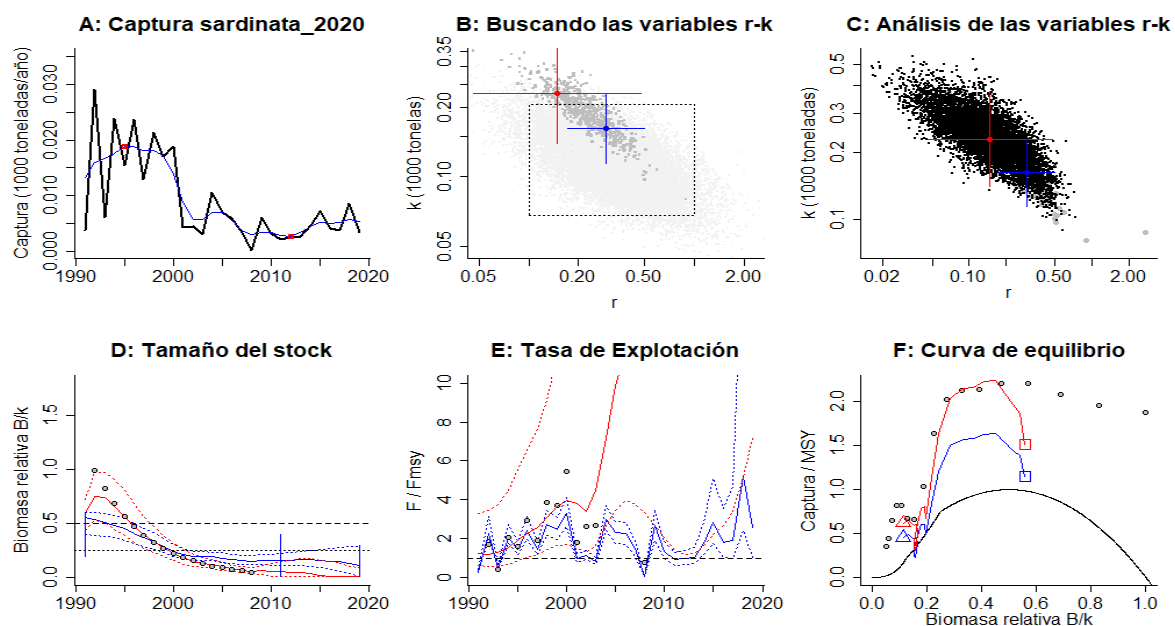


Figura 4-70. Resultados del Análisis de las pesquerías de sardinata *Elagatis bipinnulata* de la cuenca del Pacífico Colombiano utilizando los modelos CMSY y CSB. El panel superior izquierdo muestra en negro las series temporales de capturas y en azul el promedio móvil de tres años con indicación de la captura más alta y baja, como se usa en la estimación de la biomasa previa por las reglas predeterminadas. El panel B muestra el espacio de registro de r-k explorado y en gris oscuro los pares de r-k que el modelo CMSY encontró compatibles con las capturas y la información previa. El panel C muestra el par r-k más probable y sus límites de confianza aproximados del 95% en azul. Los puntos negros son posibles pares r-k encontrados por el modelo BMS, con una cruz roja que indica el par r-k más probable y sus límites de confianza del 95%. El panel D muestra los datos de abundancia disponibles en rojo, escalados a la estimación BSM de $B_{msy}=0.5 k$, y en azul la trayectoria de biomasa estimada por CMSY. Las líneas punteadas indican los percentiles 2.5 y 97.5. Las líneas azules verticales indican los rangos de biomasa anteriores. El panel E muestra en rojo la tasa de cosecha [captura/abundancia] escalada a la estimación $r/2$ de BSM, y en azul la tasa de cosecha correspondiente de CMSY. El panel F muestra la curva de equilibrio de Schaefer de captura/RMS en relación con B/k , con sangría en $B/k < 0.25$ para explicar el reclutamiento reducido en tamaños de stock bajos. Los puntos rojos se escalan por estimaciones de BSM y los puntos azules se escalan por estimaciones de CMSY.

Tabla 4-60. Estimación de los puntos de referencia para la toma de decisiones en el manejo de sardinata *Elagatis bipinnulata* de la cuenca del Pacífico colombiano.

Parámetros	valor	95 % CI		Decisión
Fmsy	0.0738	0.0229	0.237	(si $B > 1/2 B_{msy}$ cuando $F_{msy} = 0.5r$)
Fmsy	0.00359	0.00112	0.0115	(r y Fmsy se reducen linealmente si $B < 1/2 B_{msy}$)
MSY	8.49	3.6	20	
Bmsy	115	70	189	
		2.5th perc.	97.5th perc.	
Biomasa en el último año	2.8	2.51	20.7	
B/Bmsy en el último año	0.0243	0.0218	0.18	
Mortalidad por pesca en el último año	1.88	0.254	2.1	
Explotación F/Fmsy =	456	7.22	1400	

Se realizó una comparación entre las biomazas capturadas y su comportamiento con el punto de referencia MSY, se encontró que hasta el año 2000 las producciones disminuyeren por debajo del nivel marcado; la misma situación, pero teniendo como referente la biomasa relativa (B/Bo) encontramos que la situación está en fase de alta explotación con pocos indicios de recuperación. (Figura 4-71)

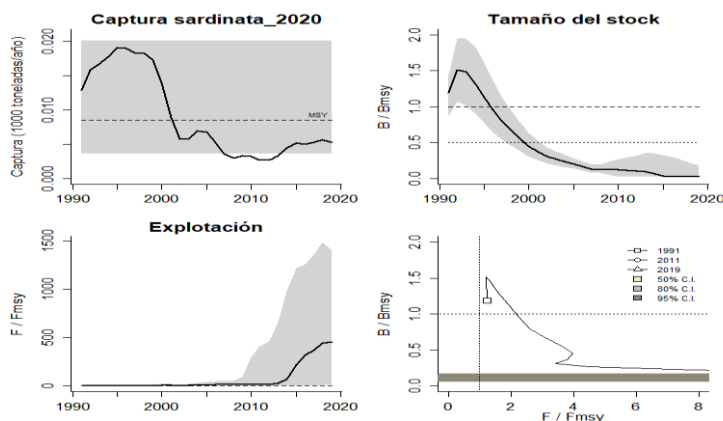


Figura 4-71. Análisis de las pesquerías manejo de sardinata *Elagatis bipinnulata* del Pacífico colombiano. El panel superior izquierdo muestra el comportamiento de las capturas [curva negra] y la zona gris muestra el nivel de seguridad al 95%. El panel superior derecho muestra la tasa de aprovechamiento de la biomasa frente al RMS. El panel inferior izquierdo muestra la tasa de aprovechamiento frente a al estándar donde $F = F_{msy}$ [línea punteada] y el observado [curva negra] la zona gris es el nivel de seguridad al 95%, el panel inferior derecho muestra el resumen de las tasas relativas de biomazas y las tasas relativas de esfuerzo.

Definitivamente la respuesta más clara que marca el derrotero de la situación de recurso pesqueros de la sardinata está enmarcada en el diagrama de fases de Kobe, el cual mostro que las pesquerías históricamente ha estado en niveles de alta intensidad de aprovechamiento, este sistema es contundente marcado que en las actuales condiciones el recurso está 100% en crisis. (Figura 4-72)

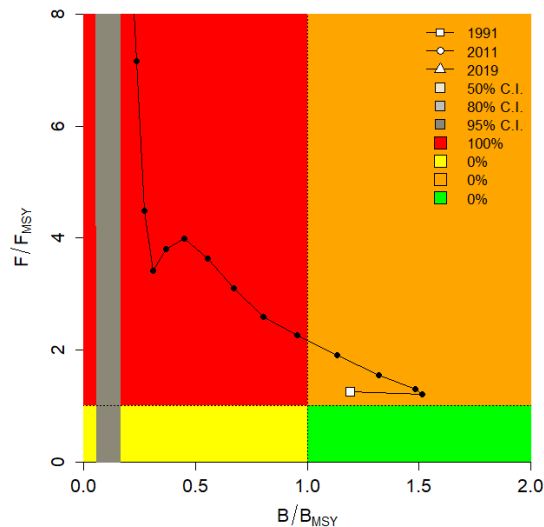


Figura 4-72. Análisis de las pesquerías de sardinata *Elagatis bipinnulata* en la cuenca del Pacífico colombiano, utilizando el gráfico de fases de Kobe.

4.2.11.4 Conclusiones de las pesquerías de sardinata

Es una especie pelágica que accede a redes de enmalle y artes de anzuelo en la pesca artesanal, pero puede ser también parte de la captura incidental aprovechada de pesquerías industriales (palangre, red de cerco atunera).

Mediante el estudio del modelo CMSY se concluye que las pesquerías de esta especie han sobrepasado claramente los puntos de referencia tales como el MSY, por lo que la salida más clara es la de buscar controlar la mortalidad por pesca buscando que la misma se reduzca paulatinamente hasta alcanzar por lo menos los niveles altos de este parámetro en el punto de referencia límite (F_{msy}). Los modelos analizados muestran un recurso sobreexplotado.

A partir de las estimaciones realizadas de la tasa de explotación de 456, biomasa relativa de 0.0243, la mortalidad por pesca actual de 1.88 año⁻¹, y la mortalidad por pesca en rendimiento máximo sostenible 0.00359 año⁻¹, se propone que el rendimiento máximo sostenible (MSY) para la especie sea un valor de 8.49 ± (4 - 20) toneladas.

4.2.12 Pesquerías del Zafiro (*Cynoponticus coniceps* (Jordan & Gilbert, 1882))



Dibujo: climapesca.org © (<https://climapesca.org/2018/09/06/cynoponticus-coniceps/>)

Nombre en inglés: Red pike conger.

4.2.12.1 Antecedentes del recurso zafiro

Especie típicamente demersal que se encuentra entre los 10 a los 100 m de profundidad; con una distribución desde México hasta el Ecuador; prefiere hábitats fango-arenosos alimentándose de invertebrados y otros peces; se ha reportado una longitud máxima de 202 cm de Lt., con una estimación de la longitud asintótica 205.4 cm de Lt., una tasa de crecimiento metabólico de 0.5 cm/año, la mortalidad natural reportada es de 0.62 año⁻¹. (Fishbase, 2020).

En el pacífico colombiano, se ha reportado en la captura incidental de camarón de aguas profundas (Puentes et al, 2007). Zarrate (2008) la reporta en la captura incidental de camarón de aguas someras. Zambrano et al (2018 a) la reportan en la pesca artesanal de la zona centro del pacifico colombiano.

4.2.12.2 Análisis de los datos de dinámica de poblaciones del zafiro

Aunque no se dispone de información de evaluaciones anteriores, se destaca que en la evaluación de años anteriores el recurso se mostró en buenas condiciones. (Tabla 4-61)

Tabla 4-61. Estimación de los principales parámetros poblacionales del zafiro *Cynoponticus coniceps* de la cuenca del Pacífico colombiano.

RMS (t.)	PRO (\$)	B/K	q	TM/TMC	Fuente	Modelo usado	Observaciones
138	D.N.D.	0.870	0.0344	D.N.D.	documento de cuotas 2019	Bayesiano, producción excedente por remuestreo	Los resultados de los análisis anteriores mostraron un sistema en óptimas condiciones

4.2.12.3 Modelos CMSY y BSM para el análisis de las pesquerías del zafiro

Los datos observados tanto de capturas como de CPUE fueron evaluados con el fin de determinar su viabilidad estadística; por lo anterior sus ajustes fueron aceptables y la variaciones de las biomاسas estuvo muy cerca del modelo del procesos; el diagnóstico de los residuos está dentro de los estándares significativos. (Figura 4-73)

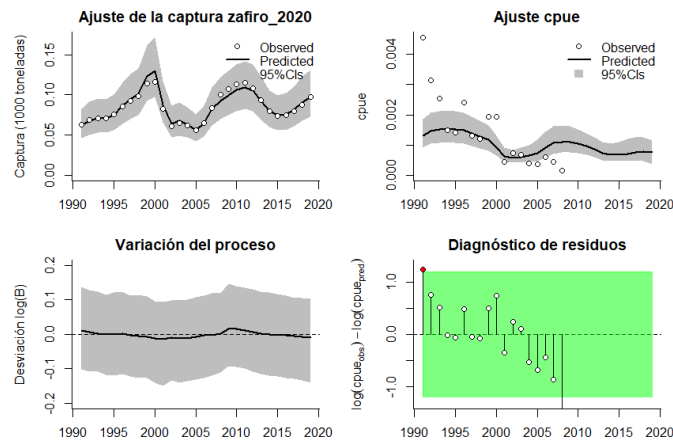


Figura 4-73. Modelación de las pesquerías. En el panel superior izquierdo muestra el comportamiento de las pesquerías del zafiro *Cynoponticus coniceps*, con límites de confianza aproximada ante del 95%. En el panel superior derecho se muestra el ajuste de los datos de CPUE estimados y observados con una aproximación al 95 % de seguridad [zona gris]; en el panel inferior izquierdo se muestra el comportamiento del modelo estimado con una visión del logaritmo de la biomasa, la zona gris es el nivel de seguridad al 95%, el panel inferior izquierdo es en análisis de los residuos de la evaluación del CPUE, la zona en verde muestra que hay un ajuste efectivo frente al comportamiento normal de los mismos.

Los resultados obtenidos para la evaluación de las densidades prior y posterior de los puntos de referencia mostraron que el mejor ajuste PPVR se presentó para el MSY; mientras que los ajustes de biomاسas relativas estuvieron para 1991 entre 0.4 a 0.8; el punto de quiebre del análisis bayesiano se obtuvo para 2004 con un rango de biomاسas relativas entre 0.0 a 0.4, luego para 2019 se acomodó entre 0.01 a 0.4. (Figura 4-74)

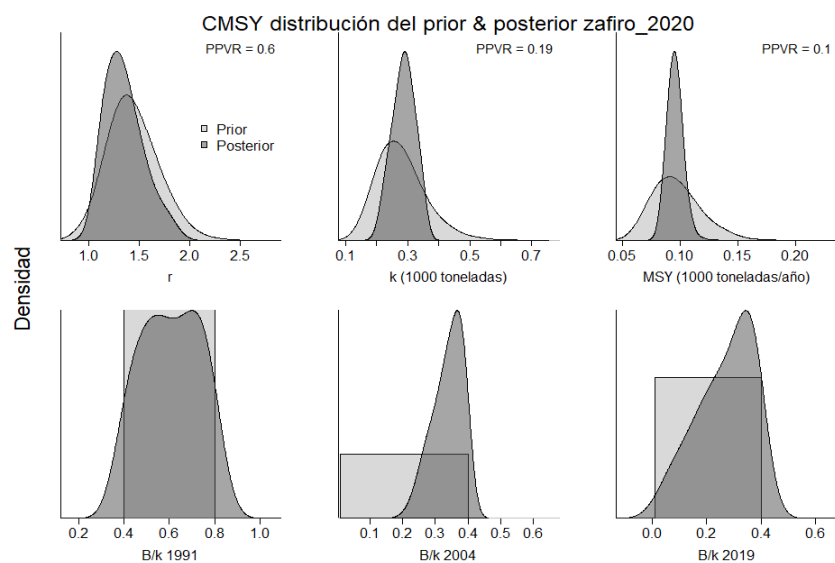


Figura 4-74. Determinación de las zonas de densidad probabilística de los análisis realizados del zafiro *Cynoponticus coniceps*, aplicando el modelo CMSY, pre y post de la aplicación de la teoría bayesiana. el panel superior se refiere a

los ajustes en cuanto a la tasa intrínseca de crecimiento [r], la capacidad de carga del ecosistema [K], y del rendimiento máximo sostenible [MSY]. En el panel inferior está el estudio muestra los mismos análisis probabilísticos para los años iniciales el medio más bajo y el final.

Utilizando el algoritmo BSM, se encontró que las variaciones en el comportamiento de los datos de salida fueron casi idénticas al utilizado con el algoritmo CMSY; por lo que se determinó que el mejor ajuste sigue siendo el de MSY. (Figura 4-75)

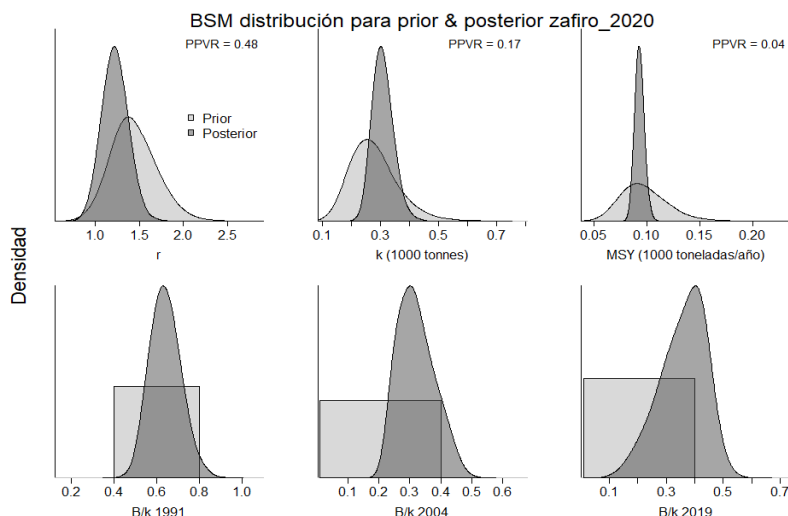


Figura 4-75. Determinación de las zonas de densidad probabilística de los análisis realizados, aplicando el modelo BSM, pre y post de la aplicación de la teoría bayesiana. el panel superior se refiere a los ajustes en cuanto a la tasa intrínseca de crecimiento [r], la capacidad de carga del ecosistema [K], y del rendimiento máximo sostenible [MSY]. En el panel inferior está el estudio muestra los mismos análisis probabilísticos para los años iniciales el medio más bajo y el final.

El desarrollo de modelo mostro que las estimaciones de MSY estuvieron casi un 30% inferiores a los reportados anteriormente (Tabla 4-61); de otra parte las estimaciones de r tuvieron pocas diferencias y muestran que la especie tiene una alta resiliencia; las estimaciones de la biomasa relativa también mostraron que el recurso está en un nivel de aprovechamiento estable, aunque las tasas de aprovechamiento estimada para el último año evaluado ($F/(r/2)$) esta alta. (Tabla 4-62, Tabla 4-63).

Tabla 4-62. Resultados del CMSY para las pesquerías del zafiro *Cynoponticus coniceps* de la cuenca del Pacífico colombiano.

Parámetros estimados	Valor	C.I. al 95%	
r	1.44	1.07	1.92
MSY	95.1	83.3	110
K	267	199	358
		2.2 th perc.	97.5th perc.
Biomasa relativa en el último año	0.289k	0.0504	0.396
Explotación $F/(r/2)$ en el último año	2.08	1.52	12

Tabla 4-63. Resultados de modelo Schaefer de tipo bayesiano [BMS] usando capturas y CPUE para las pesquerías del zafiro *Cynoponticus coniceps* de la cuenca del Pacífico colombiano.

Parámetros estimados		Límite inferior	Límite superior
q	0.00673	0.00487	0.00929
		95 % CI	
r	1.21	0.955	1.54
k	307	245	384
MSY	93.1	84.9	102
		2.5th perc.	97.5th perc.
Biomasa relativa para el último año	0.0122k		
Explotación F/(r/2) en el último año	0.37	0.181	0.488
r -k log correlación =		-0.922	

Con esta información se construyeron algunos puntos de referencia como establecer un valor de mortalidad por pesca (Fmsy) en 0.607 y un rendimiento máximo sostenible en 93 toneladas; por lo anterior se recomienda reducir la mortalidad por pesca en un 30%. (Tabla 4-64)

Tabla 4-64. Estimación de los puntos de referencia para la toma de decisiones en el manejo del zafiro *Cynoponticus coniceps* de la cuenca del Pacífico colombiano.

Parámetros	valor	95 % CI			Decisión
Fmsy	0.607	0.478	0.771	(si $B > 1/2 B_{msy}$ cuando $F_{msy} = 0.5r$)	0.607
Fmsy	0.607	0.478	0.771	(r y Fmsy se reducen linealmente si $B < 1/2 B_{msy}$)	
MSY	93.1	84.9	102		
Bmsy	153	123	192		
		2.5th perc.	97.5th perc.		
Biomasa en el último año	114	55.5	150		
B/Bmsy en el último año	0.74	0.362	0.997		
Mortalidad por pesca en el último año	0.859	0.65	1.76		
Explotación F/Fmsy	1.42	1.04	4.02		

El comportamiento históricos de las capturas muestra que las pesquerías tienen un comportamiento oscilatorio con puntos máximo en el años 2000 y mínimos para 2005, el tamaño del stock evaluado bajo el comportamiento de las biomazas relativos muestra, a pesar de los periodos de pesca, una estabilidad aceptable; aunque en el 2019 los estándares se dispararon ostensiblemente; finalmente se puede observar que la curva de equilibrio mostraron que el balance entre las tasas de rendimientos (captura/MSY) frente a la biomasa relativa están cercanas al punto de referencia limite. (Figura 4-76)

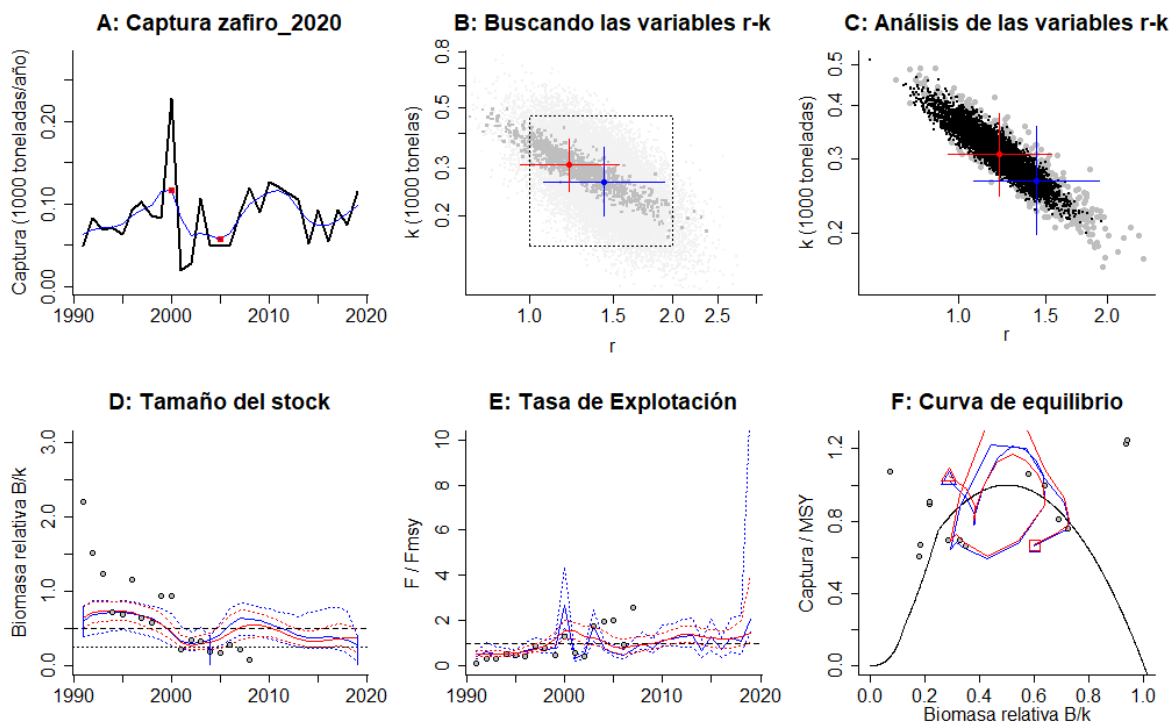


Figura 4-76. Resultados del Análisis de las pesquerías del zafiro *Cynoponticus coniceps* de la cuenca del Pacífico Colombiano utilizando los modelos CMSY y CSB. El panel superior izquierdo muestra en negro las series temporales de capturas y en azul el promedio móvil de tres años con indicación de la captura más alta y baja, como se usa en la estimación de la biomasa previa por las reglas predeterminadas. El panel B muestra el espacio de registro de r-k explorado y en gris oscuro los pares de r-k que el modelo CMSY encontró compatibles con las capturas y la información previa. El panel C muestra el par r-k más probable y sus límites de confianza aproximados del 95% en azul. Los puntos negros son posibles pares r-k encontrados por el modelo BSM, con una cruz roja que indica el par r-k más probable y sus límites de confianza del 95%. El panel D muestra los datos de abundancia disponibles en rojo, escalados a la estimación BSM de $B_{msy}=0.5 k$, y en azul la trayectoria de biomasa estimada por CMSY. Las líneas punteadas indican los percentiles 2.5 y 97.5. Las líneas azules verticales indican los rangos de biomasa anteriores. El panel E muestra en rojo la tasa de cosecha [captura/abundancia] escalada a la estimación $r/2$ de BSM, y en azul la tasa de cosecha correspondiente de CMSY. El panel F muestra la curva de equilibrio de Schaefer de captura/RMSY en relación con B/k , con sangría en $B/k < 0.25$ para explicar el reclutamiento reducido en tamaños de stock bajos. Los puntos rojos se escalan por estimaciones de BSM y los puntos azules se escalan por estimaciones de CMSY.

Las tendencias de las capturas a través del análisis de las series de tiempo muestran que las pesquerías de zafiro siempre han estado oscilando alrededor del punto de referencia MSY; situación que se repite frente al tamaños del stock en el comportamiento de las biomazas relativas, sin embargo, es importante determinar que las tasas de explotación muestran para los últimos años un incremento que de no controlarse podría afectar las pesquerías en un futuro. (Figura 4-77)

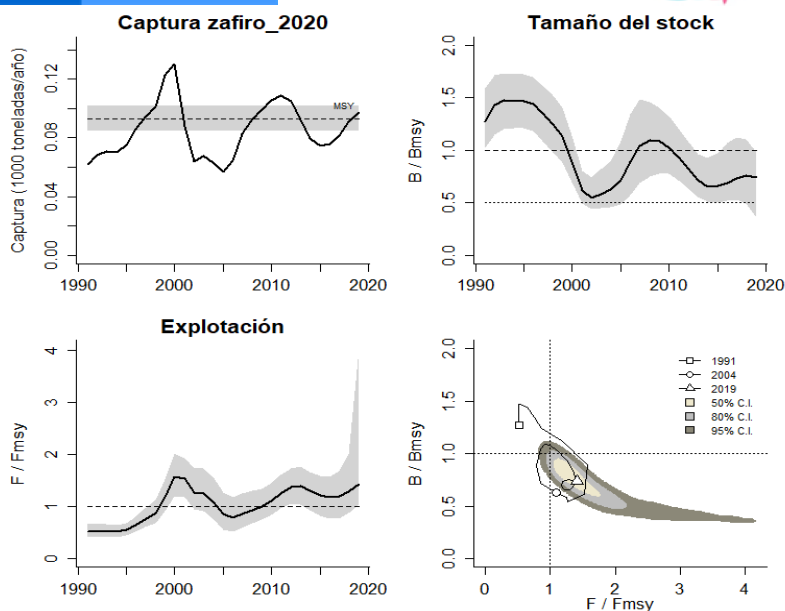


Figura 4-77. Análisis de las pesquerías del zafiro *Cynoponticus coniceps* del Pacífico colombiano. El panel superior izquierdo muestra el comportamiento de las capturas [curva negra] y la zona gris muestra el nivel de seguridad al 95%. El panel superior derecho muestra la tasa de aprovechamiento frente al RMS. El panel inferior izquierdo muestra la tasa de aprovechamiento frente a al estándar donde $F = F_{msy}$ [línea punteada] y el observado [curva negra] la zona gris es el nivel de seguridad al 95%, el panel inferior derecho muestra el resumen de las tasas relativas de biomasa y las tasas relativas de esfuerzo.

Las pesquerías de zafiro han tenido un comportamiento de desarrollo espiral con años buenos y años malos que actualmente colocan su rendimiento en la zona de cuidado y que, para el último año, la probabilidad de esta en esta zona es de 98.1%, aunque con una probabilidad estadística de estar en buenas condiciones en un 0.9%. (Figura 4-78)

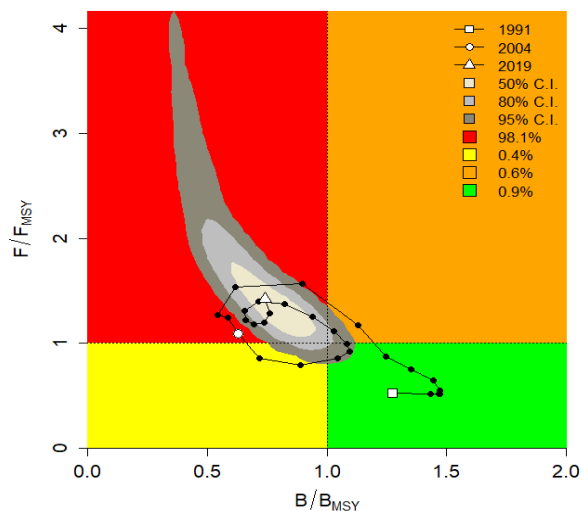


Figura 4-78. Análisis de las pesquerías del zafiro *Cynoponticus coniceps* en la cuenca del Pacífico colombiano, utilizando el gráfico de fases de Kobe.

4.2.12.4 Conclusiones para las pesquerías de zafiro

El zafiro es un recurso al que acceden varias artes de pesca, pero principalmente la red de enmalle artesanal y la red de arrastre industrial (CAS). Es un recurso más consumo local y subsistencia, pero puede llegar a ser comercializado fuera del área de influencia de la pesca.

A pesar de que los resultados muestran que las pesquerías aún no se encuentran en un nivel seguro, si se puede determinar que sus niveles de recuperación son plausibles y que por el momento tanto las tasas de explotación como las biomásas relativas están en una zona peligrosa su estructura gráfica y matemática se encuentra en los niveles de diagnóstico estable, permitiendo recomendar que los MSY puede mantenerse en los valores recomendados. Es un recurso en niveles de aprovechamiento que muestra indicios de sobreexplotación.

A partir de las estimaciones realizadas de la tasa de explotación de 1.42, biomasa relativa de 0.74, la mortalidad por pesca actual de 1.42 año⁻¹, y la mortalidad por pesca en rendimiento máximo sostenible 0.607 año⁻¹, se propone que el rendimiento máximo sostenible (MSY) para la especie sea un valor de 93.1 ± (84.9 – 102) toneladas.

4.2.13 Pesquerías del pámpano (*Trachinotus rhodopus* Gill, 1863)



Foto: R. Robertson © (Fishbase)

Nombre en inglés: Gafftopsail pompano

4.2.13.1 Antecedentes de recurso pámpano

pelágico costero asociado a zonas arrecifales se distribuye desde el Sureste de California Zuma Beach, USA hasta Perú, se ha reportado una longitud máxima de 61 cm de Lt., con una longitud asintótica de 63.2 cm de Lt., y una talla de madurez de 34.6 cm de Lt., con una tasa metabólica de crecimiento de 0.31 cm/año, mortalidad natural de 0.48 año⁻¹, desde el punto de vista de dinámica poblacional se reporta un valor de tasa instantánea de mortalidad por pesca de -43.29, con una mortalidad por pesca de -43.8 lo que registra una tasa de aprovechamiento de 1.01. (Fishbase, 2020).

El pámpano es un recurso carnívoro que en orden de importancia se alimenta de: crustáceos, peces, moluscos, sipuncúlidos y nemátodos, pero curiosamente ingiere una importante cantidad de algas y arena. (Danemann, 1993).

4.2.13.2 Análisis de los datos de dinámica de poblaciones de pámpano.

El diagnóstico realizado por la autoridad de pesca, en trabajos de cuotas anteriores, mostraban que, aunque con un rendimiento máximo sostenible pequeño, el recurso permitía determinar que se encontraba en condiciones aceptables de aprovechamiento. (Tabla 4-65)

Tabla 4-66. Estimación de los principales parámetros poblacionales de pámpano *Trachinotus rhodopus* para la cuenca del Pacífico colombiano.

RMS (t.)	PRO (\$)	B/K	q	TM/TMC	Fuente	Modelo usado	Observaciones
8.64	D.N.D.	0.760	0.0066	D.N.D.	documento de cuotas 2019	Bayesiano, producción excedente por remuestreo	Los resultados de los análisis anteriores mostraron un sistema en condiciones aceptables

4.2.13.3 Modelos CMSY y BSM para el análisis de las pesquerías del pámpano

Todos los datos disponibles fueron revisados con herramientas estadísticas para valorar la calidad de la información recibida, de esta manera se pudo determinar que los ajustes de las capturas y de la CPUE se comportaron razonablemente bien respecto al modelo genera, si embargo, en cuanto a las variaciones del procesos se encontró algunos valores que se alejan del comportamiento estándar y, a pesar de tratar de realizar ajustes en el análisis de los residuos siempre se encontraron algunas desavenencias. (Figura 4-79)

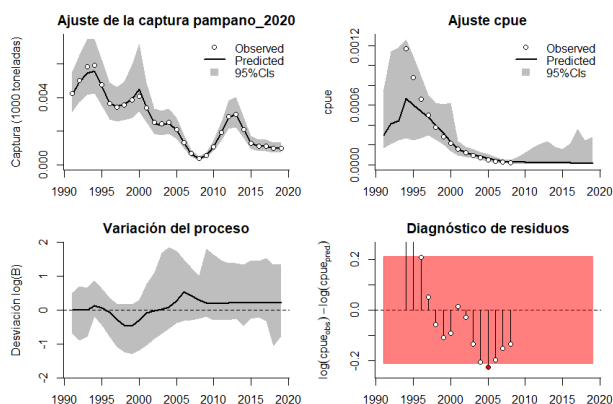


Figura 4-79. Modelación de las pesquerías de pámpano *Trachinotus rhodopus*. En el panel superior izquierdo muestra el comportamiento de las pesquerías con límites de confianza aproximad ante del 95 %. En el panel superior derecho se muestra el ajuste de los datos de CPUE estimados y observados con una aproximación al 95% de seguridad [zona gris]; en el panel inferior izquierdo se muestra el comportamiento del modelo estimado con una visión del logaritmo de la biomasa, la zona gris es el nivel de seguridad al 95%, el panel inferior izquierdo es en análisis de los residuos de la evaluación del CPUE, la zona en rojo muestra que hay algunas diferencias de estos residuos frente al comportamiento normal de los mismos.

Como respuesta a los análisis realizados sobre las densidades probabilísticas de los puntos de referencia se encontró que el mejor ajuste dado por el índice PPVR fue para el coeficiente intrínseco de crecimiento (r) aunque los otros analizados estuvieron con valores muy cercanos; bajo la misma técnica las densidades probabilísticas de la biomasa relativa fueron para el año 1991 de 0.2 a 0.6, luego en el año de quiebre en 2007 este rango estuvo entre 0.01 a 0.4 y finalmente para 2019 el rango fue entre 0.01 y 0.3. (Figura 4-80).

Cuando se aplicó el algoritmo BMS, que está directamente ligado al CPUE se encontró que el punto de referencia mejor ajustado con el índice PPVR fue para el MSY, pero como ocurrió con el anterior ejercicio los otros puntos estuvieron muy cerca. De otra parte, se notó que las densidades de las biomazas relativas estuvieron mucho más estrechas tal vez debido a que en el ajuste inicial se tuvieron diferencias en el análisis de los residuos. (Figura 4-81)

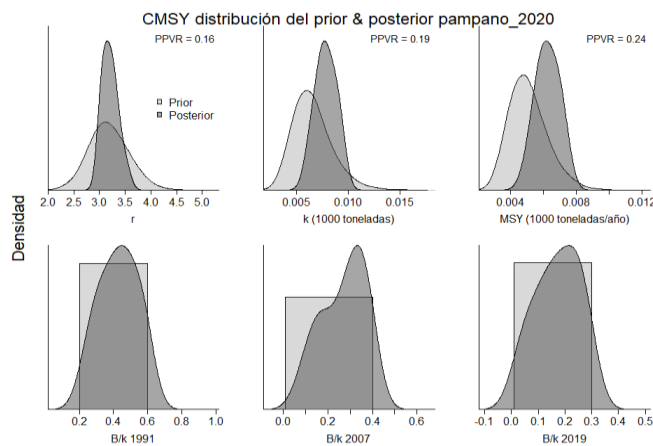


Figura 4-80. Determinación de las zonas de densidad probabilística de los análisis realizados, aplicando el modelo CMSY, pre y post de la aplicación de la teoría bayesiana. el panel superior se refiere a los ajustes en cuanto a la tasa intrínseca de crecimiento [r], la capacidad de carga del ecosistema [K], y del rendimiento máximo sostenible [MSY]. En el panel inferior está el estudio muestra los mismos análisis probabilísticos para los años iniciales el medio más bajo y el final.

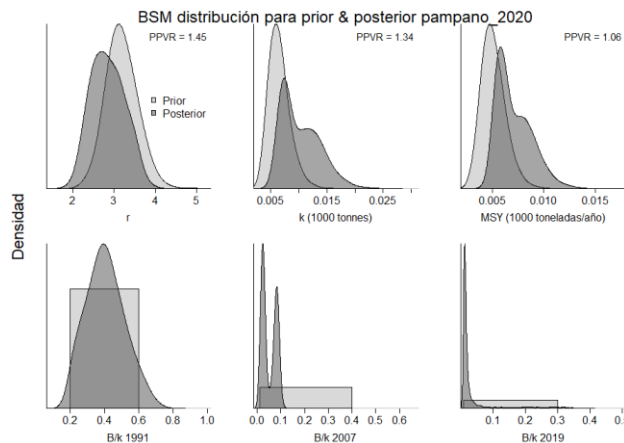


Figura 4-81. Determinación de las zonas de densidad probabilística de los análisis realizados, aplicando el modelo BSM, pre y post de la aplicación de la teoría bayesiana. el panel superior se refiere a los ajustes en cuanto a la tasa intrínseca de crecimiento [r], la capacidad de carga del ecosistema [K], y del rendimiento máximo sostenible [MSY].

En el panel inferior está el estudio muestra los mismos análisis probabilísticos para los años iniciales el medio más bajo y el final.

Las respuestas de los algoritmos CMSY mostraron un coeficiente r muy alto un MSY más bajo que el propuesto en la fase inicial, y una biomasa relativa que sitúa al recurso en nivel de fuerte presión de pesca, pero una tasa de explotación ($F/(r/2)$) aceptable. (Tabla 4-67)

De otro lado el algoritmo BSM además de determinar un coeficiente de capturabilidad (q) mucho más altos que el evaluado en la fase inicial presento un r muy similar a la estimación anterior, igualmente las biomasa relativa muestran un recurso en un nivel de fuerte aprovechamiento, pero la estimación de la tasa de explotación resulto exageradamente alta. (Tabla 4-68)

Tabla 4-67. Resultados del CMSY para las pesquerías de pámpano *Trachinotus rhodopus* de la cuenca del Pacífico colombiano.

Parámetros estimados	Valor	C.I. al 95%	
R	3.3	3	3.63
MSY	6.09	4.93	7.34
K	7.19	5.84	8.86
		2.2 th perc.	97.5th perc.
Biomasa relativa en el último año	0.172k	0.0194	0.29
Explotación $F/(r/2)$ en el último año	0.921	0.546	8.14

Tabla 4-68. Resultados de modelo Schaefer de tipo bayesiano [BMS] usando capturas y CPUE para las pesquerías de pámpano *Trachinotus rhodopus* de la cuenca del Pacífico colombiano.

Parámetros estimados		Límite inferior	Límite superior
q	0.0833	0.0567	0.122
		95 % CI	
r	2.82	2.13	3.74
k	9.8	5.3	18.1
MSY	6.91	4.46	10.7
		2.5th perc.	97.5th perc.
Biomasa relativa para el último año	0.0148k	0.0109	0.299
Explotación $F/(r/2)$ en el último año	73.5	0.235	188
r - k log correlación =		-0.764	

Como resultados final de estas pruebas se decidió que la mortalidad por pesca tiene un valor de 0.0835 indicando que la captura está sobrepasando el valor inferior 0.5 de la biomasa, de allí que el MSY no debe sobrepasar de 6.91. (Tabla 4-69).

Tabla 4-69. Estimación de los puntos de referencia para la toma de decisiones en el manejo de pámpano *Trachinotus rhodopus* de la cuenca del Pacífico colombiano.

Parámetros	valor	95 % CI		Decisión 0.0835
Fmsy =	1.41	1.06	1.87	(si $B > 1/2 B_{msy}$ cuando $F_{msy} = 0.5r$)
Fmsy =	0.0835	0.063	0.111	(r y Fmsy se reducen linealmente si $B < 1/2 B_{msy}$)
MSY	6.91	4.46	10.7	
Bmsy =	4.9	2.65	9.05	
		2.5th perc.	97.5th perc.	
Biomasa en el último año	0.145	0.107	2.93	
B/Bmsy en el último año	0.0296	0.0218	0.597	
Mortalidad por pesca en el último año =	6.75	0.335	9.15	
Explotación F/Fmsy =	73.5	0.235	188	

La serie histórica de las capturas del pámpano muestra un recurso casi siempre en decadencia, aunque tiene algunos años de recuperación, lo que se ve reflejando en el análisis de las biomazas relativas relacionado con el tamaño del stock y en la tasa de explotación, aunque aquí no referimos a lo que pasó con las capturas (línea azul de la gráfica), ya que la correspondiente a la CPUE se dispara fuera del alcance de las dimensiones; la curva de equilibrio mostró variaciones muy intensas que condujeron a que la lectura no sea muy clara, aunque lo que se puede rescatar es que las biomazas de los últimos años está en los niveles más bajos posibles. (Figura 4-82)

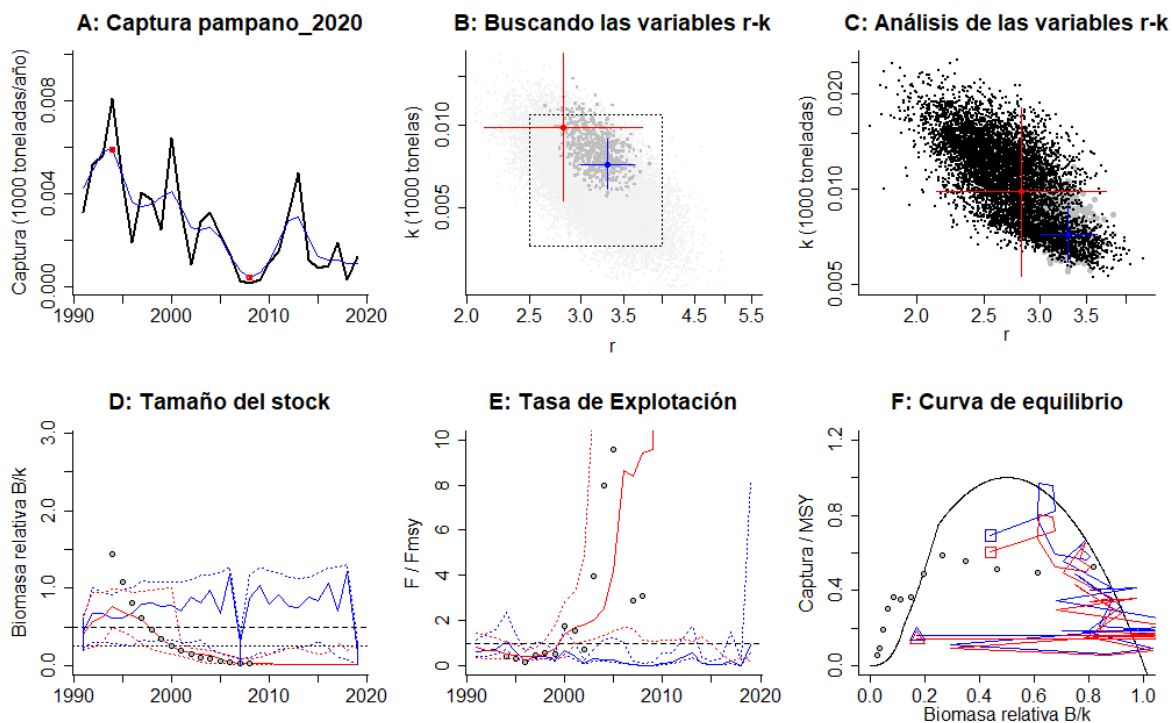


Figura 4-82. Resultados del Análisis de las pesquerías de pámpano *Trachinotus rhodopus* de la cuenca del Pacífico Colombiano utilizando los modelos CMSY y CSB. El panel superior izquierdo muestra en negro las series temporales de capturas y en azul el promedio móvil de tres años con indicación de la captura más alta y baja, como se usa en la estimación de la biomasa previa por las reglas predeterminadas. El panel B muestra el espacio de registro de r - k explorado y en gris oscuro los pares de r - k que el modelo CMSY encontró compatibles con las capturas y la información previa. El panel C muestra el par r - k más probable y sus límites de confianza aproximados del 95% en azul. Los puntos negros son posibles pares r - k encontrados por el modelo BMS, con una cruz roja que indica el par r - k más probable y sus límites de confianza del 95%. El panel D muestra los datos de abundancia disponibles en rojo, escalados a la estimación BSM de $B_{msy}=0.5 k$, y en azul la trayectoria de biomasa estimada por CMSY. Las líneas punteadas indican los percentiles 2.5 y 97.5. Las líneas azules verticales indican los rangos de biomasa anteriores. El panel E muestra en rojo la tasa de cosecha [captura/abundancia] escalada a la estimación $r/2$ de BSM, y en azul la tasa de cosecha correspondiente de CMSY. El panel F muestra la curva de equilibrio de Schaefer de captura/RMS en relación con B/k , con sangría en $B/k < 0.25$ para explicar el reclutamiento reducido en tamaños de stock bajos. Los puntos rojos se escalan por estimaciones de BSM y los puntos azules se escalan por estimaciones de CMSY.

Para disponer de herramientas claras de administración se estudió el comportamiento histórico de las capturas frente a su punto de referencia MSY y se encontró que siempre ha estado por debajo de este, pero no en el sentido positivo de la situación sino como resultados de alta presión de pesca; esto se ratifica con la misma evaluación realizada con el tamaño del stock donde las tasas de biomazas relativas después de 2000 esta inclusive por debajo de los dos límites de referencia. (Figura 4-83)

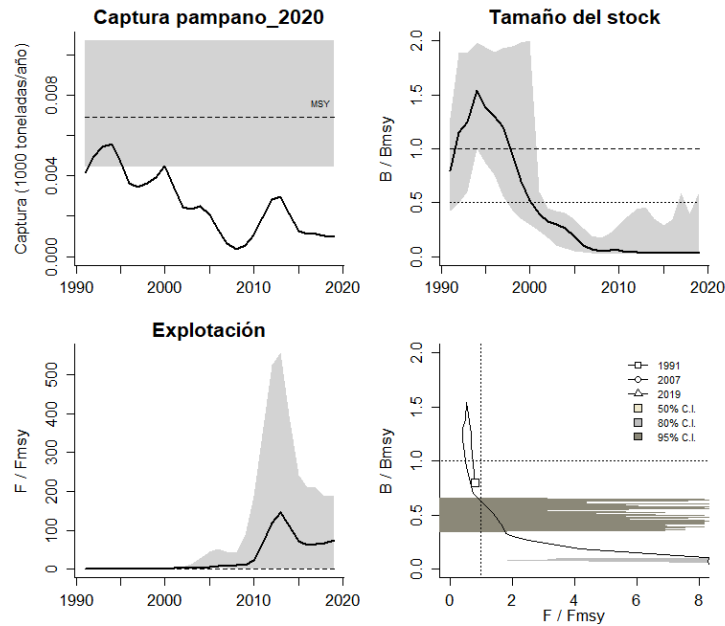


Figura 4-83. Análisis de las pesquerías de pámpano *Trachinotus rhodopus* del Pacífico colombiano. El panel superior izquierdo muestra el comportamiento de las capturas [curva negra] y la zona gris muestra el nivel de seguridad al 95%. El panel superior derecho muestra la tasa de aprovechamiento de la biomasa frente al RMS. El panel inferior izquierdo muestra la tasa de aprovechamiento frente a al estándar donde $F = F_{msy}$ [línea punteada] y el observado [curva negra] la zona gris es el nivel de seguridad al 95%, el panel inferior derecho muestra el resumen de las tasas relativas de biomasa y las tasas relativas de esfuerzo.

Finalmente, y como una visión más holística de lo que ocurrió con el pámpano está en el gráfico de Kobe en él se representa la evolución de esta pesquería con una fase inicial de buenos resultados, pero luego se cruza a una fase de “recuperación” pero entra en una situación de total decaimiento trayendo como efecto que para el 2019 la probabilidad de estar en crisis es del 89.3% y con un 10.7% de estar en recuperación. (Figura 4-84)

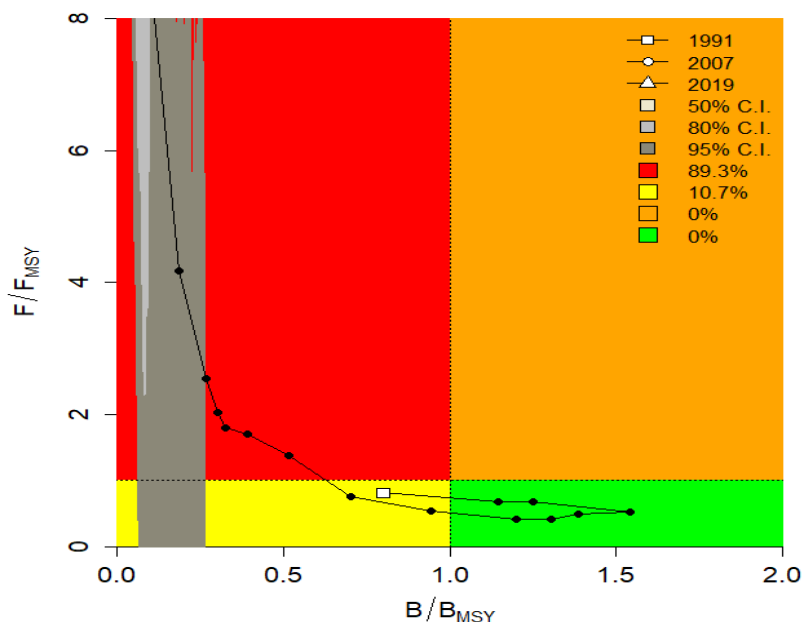


Figura 4-84. Análisis de las pesquerías de pámpano *Trachinotus rhodopus* en la cuenca del Pacífico colombiano, utilizando el gráfico de fases de Kobe.

4.2.13.4 Conclusiones de la pesquerías del pámpano

Las evidencias recopiladas indican que el recurso paso de un estado de alto rendimiento a una dinámica poblacional de muy poca eficiencia indicando que por lo menos la mortalidad por pesca debe reducirse de valor actual de 6.75 año⁻¹, hasta 1.14 año⁻¹, que es la mortalidad por pesca de MSY superior al decaimiento de $\frac{1}{4}$ de la biomasa. Los resultados muestran a esta especie como un recurso altamente sobreexplotado.

A partir de las estimaciones realizadas de la tasa de explotación de 73.5, biomasa relativa de 0.0296, la mortalidad por pesca actual de 6.75 año⁻¹, y la mortalidad por pesca en rendimiento máximo sostenible 0.0835 año⁻¹, se propone que el rendimiento máximo sostenible (MSY) para la especie sea un valor de $6.91 \pm (4.46 - 11)$ toneladas.

4.2.14 Pesquerías de machetajo (*Centropomus medius* Günther, 1864)



Foto: R. Robertson © (Fishbase)

Nombre en inglés: Blackfin snook

4.2.14.1 Antecedentes del recurso del machetajo

El recurso se desempeña tanto en las aguas marinas como salobres e incluso agua dulce, siendo típicamente demersal, se distribuye desde el sureste de la costa de Baja California, México y hasta el norte de Colombia; se han detectado individuos de hasta 65 cm de Lt., con una estimación de la longitud asintótica de 67.3 cm de Lt., y una tasa metabólica de crecimiento de 0.55 cm/año, con una mortalidad natural de 0.87 año⁻¹, con una talla de madurez de 36.6 cm de Lt., se ha estimado una tasa de mortalidad instantánea de -12.24 año⁻¹ y con una tasa de mortalidad por pesca de 13.1 año⁻¹, lo cual permitió estimar una tasa de aprovechamiento de 1.07. (Fishbase, 2020).

El machetajo además de ser un recurso con interés en las pesquerías, se ha convertido en una interesante opción para la acuicultura, la proporción de sexos es de 1:1.6 (machos: hembras), el periodo de desove se extiende desde septiembre hasta noviembre, tiene una estrategia reproductiva hermafrodita protándrica; los machos maduran un mes antes que las hembras y se mantuvieron maduros un mes después. (Maldonado, 2004).

En el pacífico colombiano, Zambrano et al (2018 a) lo reportan como parte de los recursos de pesca artesanal de la zona centro con una TMC de 38.9 y un rango de captura entre 29 y 66 cm LT. Zambrano et al (2018 b) también lo reporta para la zona sur del pacífico colombiano.

4.2.14.2 Análisis de los datos de dinámica de poblaciones para el machetajo

La primera fase de análisis mostró un recurso con niveles óptimos de rendimientos con una capacidad de producción bastante alta en comparación con los otros recursos. (Tabla 4-70).

Tabla 4-70. Estimación de los principales parámetros poblacionales del machetajo *Centropomus medius* de la cuenca del Pacífico colombiano.

RMS (t.)	PRO (\$)	B/K	Q	TM/TMC	Fuente	Modelo usado	Observaciones
100	D.N.D.	0.930	0.05	D.N.D.	documento de cuotas 2019	Bayesiano, producción excedente por remuestreo	Los resultados de los análisis anteriores mostraron un sistema en condiciones optimas

4.2.14.3 Modelos CMSY y BSM para el análisis de las pesquerías del machetajo

Después de analizar la información recolectada de capturas y CPUE se encontró que los datos de capturas se ajustaron al modelo de predicción, pero ocurrió en desfase en los datos iniciales de CPUEA con respecto al modelo predictivo; sin embargo, las biomazas no presentaron desviaciones en análisis de variación del proceso, y los valores observados de CPUE fueron ajustados en el diagnóstico de los residuos. (Figura 4-85)

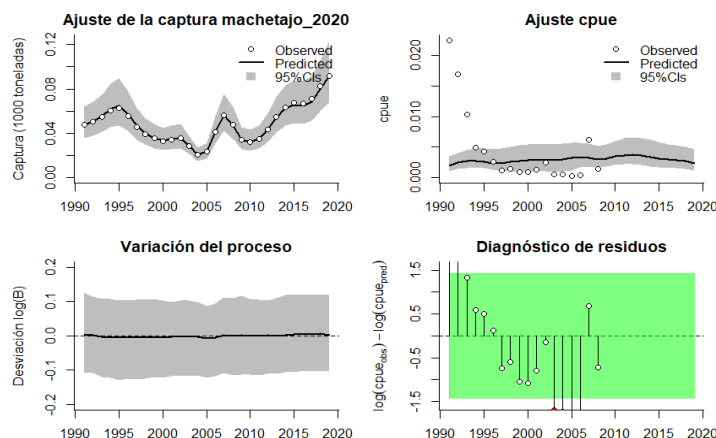


Figura 4-85. Modelación de las pesquerías. En el panel superior izquierdo muestra el comportamiento de las pesquerías del machetajo *Centropomus medius*, con límites de confianza aproximada ante del 95%. En el panel superior derecho se muestra el ajuste de los datos de CPUE estimados y observados con una aproximación al 95 % de seguridad [zona gris]; en el panel inferior izquierdo se muestra el comportamiento del modelo estimado con una visión del logaritmo de la biomasa, la zona gris es el nivel de seguridad al 95%, el panel inferior izquierdo es en análisis de los residuos de la evaluación del CPUE, la zona en verde muestra que hay un ajuste efectivo frente al comportamiento normal de los mismos.

La evaluación de las densidades probabilísticas de los puntos de referencia determinó que el mejor ajuste se efectuó para el coeficiente intrínseco de crecimiento (r) cuyo índice PPVR fue el más bajo; las densidades prior y posterior de las biomazas relativas mostraron para 1991 un rango de distribución entre 0.2 a 0.6, luego en el años de quiebre 2014 este rango estuvo entre 0.5 a 0.9, luego para el 2019 el mismo fue entre 0.4 a 0.8. (Figura 4-86)

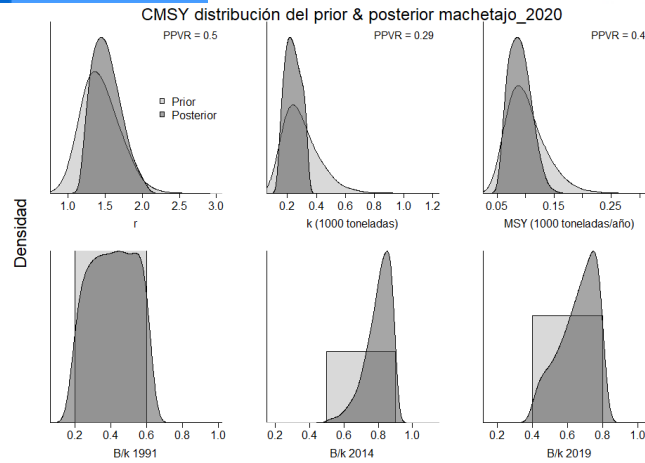


Figura 4-86. Determinación de las zonas de densidad probabilística de los análisis realizados *del machetajo Centropomus medius*, aplicando el modelo CMSY, pre y post de la aplicación de la teoría bayesiana. el panel superior se refiere a los ajustes en cuanto a la tasa intrínseca de crecimiento [r], la capacidad de carga del ecosistema [K], y del rendimiento máximo sostenible [MSY]. En el panel inferior está el estudio muestra los mismos análisis probabilísticos para los años iniciales el medio más bajo y el final.

De otra parte, cuando se usó el algoritmo de BSM las determinaciones cambian y el mejor ajuste es el mismo que para el primer ensayo y el comportamiento de las densidades de las biomásas relativas, con algunas pequeñas diferencias, fue el mismo que con el primer ejercicio. (Figura 4-87)

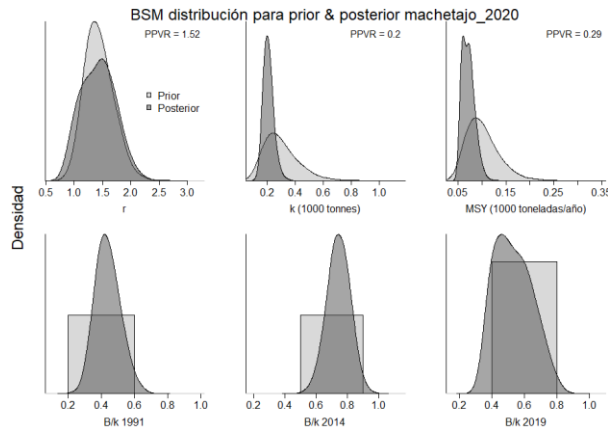


Figura 4-87. Determinación de las zonas de densidad probabilística de los análisis realizados, aplicando el modelo BSM, pre y post de la aplicación de la teoría bayesiana. el panel superior se refiere a los ajustes en cuanto a la tasa intrínseca de crecimiento [r], la capacidad de carga del ecosistema [K], y del rendimiento máximo sostenible [MSY]. En el panel inferior está el estudio muestra los mismos análisis probabilísticos para los años iniciales el medio más bajo y el final.

En análisis cuantitativo de los valores de las capturas con el algoritmo CMSY presento resultados con valores más bajos para el punto de referencia limite MSY que los analizados en la primera fase; los resultados de las biomásas relativas mostraron un recurso estable que no muestra señales de agotamiento, con una tasa de explotación en el último año con niveles cercanos al óptimo: (Tabla 4-71).

Tabla 4-71. Resultados del CMSY para las pesquerías *del machetajo Centropomus medius*

Parámetros estimados	Valor	C.I. al 95%	
r	1.58	1.2	0.526
MSY	88.6	59.3	131
K	215	136	342
		2.2 th perc.	97.5th perc.
Biomasa relativa en el último año	0.67k	0.428	0.795
Explotación $F/(r/2)$ en el último año	0.807	0.687	1.28

Los resultados del diagnóstico de las pesquerías utilizando la CPUE con el algoritmo BMS mostraron valores más conservadores esto es tanto r como MSY son menores que con el primero, y, también muestra que el recurso es estable. (Tabla 4-72)

Tabla 4-72. Resultados de modelo Schaefer de tipo bayesiano [BMS] usando capturas y CPUE para las pesquerías *del machetajo Centropomus medius* de la cuenca del Pacífico colombiano.

Parámetros estimados		Límite inferior	Límite superior
q	0.0222	0.0131	0.0379
		95 % CI	
r	1.39	0.909	2.14
k	203	142	289
MSY	70.7	50.1	99.6
		2.5th perc.	97.5th perc.
Biomasa relativa para el último año	0.523k	0.354	0.765
Explotación $F/(r/2)$ en el último año	1.25	0.616	2.31
r -k log correlación =	-0.631		

Como resultados de manejo se obtuvo datos que corresponde a un valor de mortalidad por pesca en el punto de referencia MSY que está por debajo la de mortalidad por pesca calculada para el último año de la serie histórica, así como biomazas relativas el su punto óptimo. (

Tabla 4-73)

Tabla 4-73. Estimación de los puntos de referencia para la toma de decisiones en el manejo del machetajo *Centropomus medius* de la cuenca del Pacífico colombiano.

Parámetros	valor	95 % CI			Decisión 0.0835
Fmsy	0.697	0.454	1.07	(si $B > 1/2 Bmsy$ cuando $Fmsy = 0.5r$)	
Fmsy	0.697	0.454	1.07	(r y Fmsy se reducen linealmente si $B < 1/2 Bmsy$)	
MSY	70.7	50.1	99.6		
Bmsy	101	70.9	145		
		2.5th perc.	97.5th perc.		
Biomasa en el último año	106	71.7	155		
B/Bmsy en el último año	1.05	0.708	1.53		
Mortalidad por pesca en el último año	0.866	0.592	1.28		
Explotación F/Fmsy	1.25	0.616	2.31		

El comportamiento de las capturas de machetajo son diferentes a casi todos los recursos analizados, ya que cuando la pesquería registrada empezó de forma normal el recurso estuvo por algunos años descendiendo, pero luego aumento llegando inclusive a niveles más altos que los iniciales, esto se puede observar en el estudio del tamaño del stock, donde los modelos utilizando tanto capturas como cpue son bastante similares a una sostenibilidad de las biomazas por encima de los valores referencia, el análisis de la tasas de explotación, aunque muestran un comportamiento diferencial entre las capturas (líneas azules) y las CPUE (líneas rojas) al final se unen y mostraron una tasa muy similar; la curva de equilibrio presento niveles de aprovechamiento ascendente con valores por encima de MSY. (Figura 4-88).

De otra parte, la evaluación realizada sobre el desarrollo de las capturas, a través del tiempo, frente al punto de referencia límite MSY solamente muestra que los dos últimos años estuvieron por encima de este límite pero en los niveles de seguridad (zona gris); pero ya respecto al tamaño del stock comparando las tasas de biomasa relativo estas siempre estuvieron por encima de los dos límites planteados, aunque estudiando la tasa de explotación el último año estuvo en el límite de los niveles de confianza. (Figura 4-89)

Finalmente para obtener un diagnóstico de lo que ocurrió con esta pesquería, se utilizó la gráfica de fases de estado de Kobe, la misma mostró que aunque inicialmente el recurso no

empezó de la manera esperada, esto es en la región óptima, se mantuvo por casi todo el periodo en los niveles altos de equilibrio, aunque para el último año se pasó a la zona de plena explotación; sin embargo existe un 43.4% de probabilidades que el sistema este en los niveles críticos, un 26.9% que este en la zona de plena explotación y un 29.7% que se encuentre en el nivel máximo. (Figura 4-90)

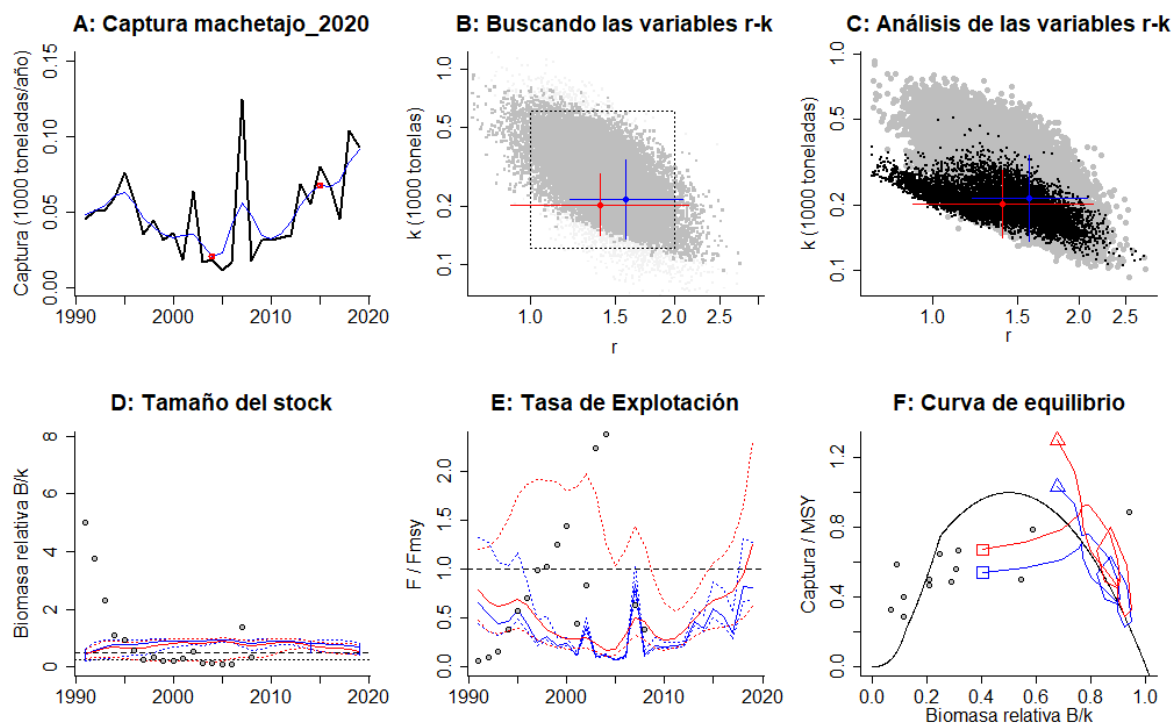


Figura 4-88. Resultados del Análisis de las pesquerías en el manejo *del machetajo Centropomus medius* de la cuenca del Pacífico Colombiano utilizando los modelos CMSY y CSB. El panel superior izquierdo muestra en negro las series temporales de capturas y en azul el promedio móvil de tres años con indicación de la captura más alta y baja, como se usa en la estimación de la biomasa previa por las reglas predeterminadas. El panel B muestra el espacio de registro de r-k explorado y en gris oscuro los pares de r-k que el modelo CMSY encontró compatibles con las capturas y la información previa. El panel C muestra el par r-k más probable y sus límites de confianza aproximados del 95% en azul. Los puntos negros son posibles pares r-k encontrados por el modelo BMS, con una cruz roja que indica el par r-k más probable y sus límites de confianza del 95%. El panel D muestra los datos de abundancia disponibles en rojo, escalados a la estimación BSM de $B_{msy}=0.5 k$, y en azul la trayectoria de biomasa estimada por CMSY. Las líneas punteadas indican los percentiles 2.5 y 97.5. Las líneas azules verticales indican los rangos de biomasa anteriores. El panel E muestra en rojo la tasa de cosecha [captura/abundancia] escalada a la estimación $r/2$ de BSM, y en azul la tasa de cosecha correspondiente de CMSY. El panel F muestra la curva de equilibrio de Schaefer de captura/RMS en relación con B/k , con sangría en $B/k < 0.25$ para explicar el reclutamiento reducido en tamaños de stock bajos. Los puntos rojos se escalan por estimaciones de BSM y los puntos azules se escalan por estimaciones de CMSY.

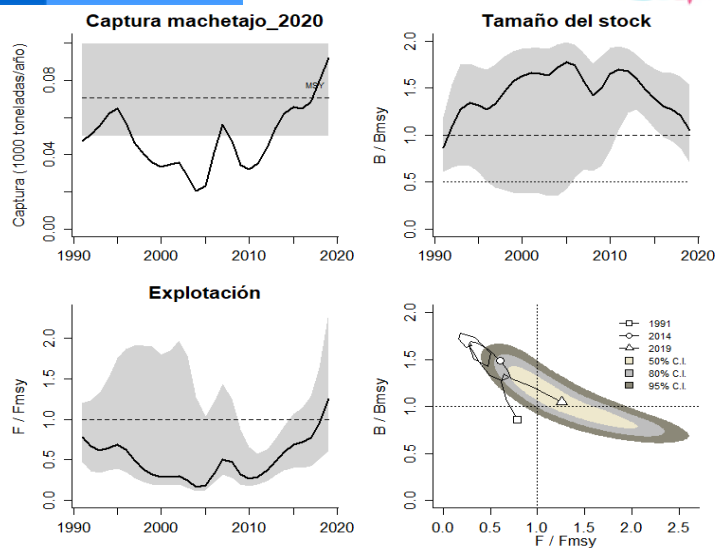


Figura 4-89. Análisis de las pesquerías en el manejo del machetajo *Centropomus medius* del Pacífico colombiano. El panel superior izquierdo muestra el comportamiento de las capturas [curva negra] y la zona gris muestra el nivel de seguridad al 95%. El panel superior derecho muestra la tasa de aprovechamiento de la biomasa frente al RMS. El panel inferior izquierdo muestra la tasa de aprovechamiento frente a al estándar donde $F = F_{msy}$ [línea punteada] y el observado [curva negra] la zona gris es el nivel de seguridad al 95%, el panel inferior derecho muestra el resumen de las tasas relativas de biomasa y las tasas relativas de esfuerzo.

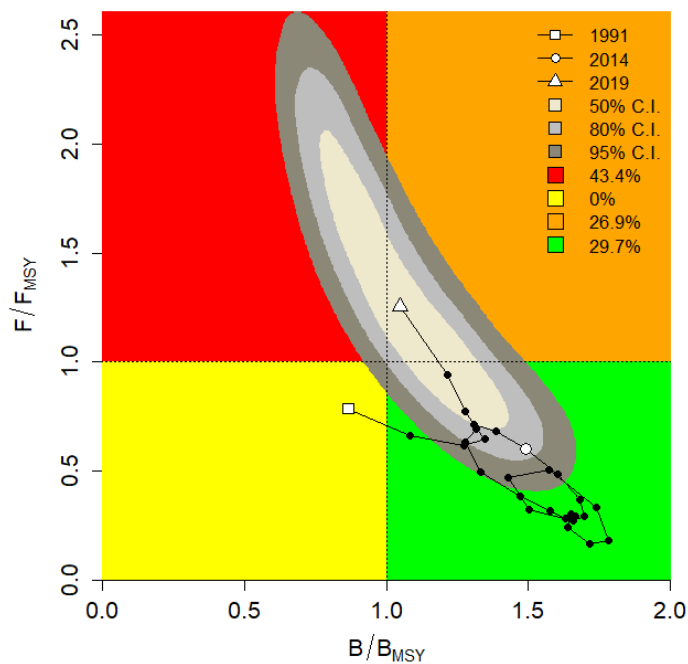


Figura 4-90. Análisis de las pesquerías del machetajo *Centropomus medius* en la cuenca del Pacífico colombiano, utilizando el gráfico de fases de Kobe.

4.2.14.4 Conclusiones sobre el manejo pesquero del machetajo

Este uno de los recursos que se encuentra en buenas condiciones y se puede pensar que el valor de MSY en 70.7 que puede alcanzar las 100 toneladas (valor superior de límite de confianza al 95%), por lo que el ideal es sostener el esfuerzo de pesca para que las condiciones de manejo sigan siendo las mejores. Es un recurso en niveles de aprovechamiento sostenible.

A partir de las estimaciones realizadas de la tasa de explotación de 1.25, biomasa relativa de 1.05, la mortalidad por pesca actual de 0.866 año⁻¹, y la mortalidad por pesca en rendimiento máximo sostenible 0.697 año⁻¹, se propone que el rendimiento máximo sostenible (MSY) para la especie sea un valor de 70.7 ± (50.1 – 100) toneladas.

4.2.15 Pesquerías del mero (*Epinephelus quinquefasciatus* (Bocourt, 1868))



Foto: G.A. Castellanos © (Fishbase)

Nombre en inglés: Pacific goliat grouper.

4.2.15.1 Antecedentes del recurso mero

Este recurso es el tipo demersal asociado a los sistemas arrecifales que se ha encontrado hasta los 100 m de profundidad, se encuentra entre el Golfo de California hasta Perú, la talla máxima reportada es de 250 cm de Lt., la longitud asintótica es de 253.4 cm de Lt., con una tasa metabólica de crecimiento de 0.05 cm/año, con una mortalidad natural de 0.11 año⁻¹, la tasa instantánea de mortalidad total es de 0.06 y una mortalidad por pesca de -0.05 lo cual permite calcular un tasa de aprovechamiento de -0.83. (Fishbase, 2020)

Para el Pacífico colombiano el mero puede estar asociado a fondos rocosos, areno-fangosos o arrecifales costeros. Baos et al (2016) estimaron la relación longitud peso para la especie. Los estudios revelan que las poblaciones de meros del Pacífico colombiano son muy vulnerables a la presión del Pacífico colombiano son muy vulnerables a la presión, las pesquerías analizadas durante 20 años muestran que el promedio de capturas anuales de esta especie es de 35 toneladas; teniendo en cuenta que las poblaciones dependen de su medio ambiente se recomendó que las preservación de los manglares se constituye en el eje central de la protección de esta poblaciones. (Castallanos-Giraldo, y otros, 2018). Polo et al (2014) reportaron la especie

como de crecimiento lento, hermafroditas protóginos y tallas comerciales cuando no han alcanzado la madurez sexual; recomendaron una cuota cero para este tipo de recursos, dada su gran vulnerabilidad y enuncia recomendaciones para desincentivar la captura y la comercialización de esta especie. Zambrano et al (2018 a, b) la reportan como parte de la pesca artesanal de la zona centro y sur del pacifico colombiano.

4.2.15.2 Análisis de los datos biológicos de las pesquerías del mero

En la fase inicial de este estudio la autoridad de pesca mostro un recurso en condiciones adecuadas con un punto de referencia límite superior a las 100 toneladas que para las pesquerías de aguas tropicales de este tipo de recursos es alto. (Tabla 4-74)

Tabla 4-74. Estimación de los principales parámetros poblacionales de mero *Epinephelus quinquefasciatus* de la cuenca del Pacífico colombiano.

RMS (t.)	PRO (\$)	B/K	q	TM/TMC	Fuente	Modelo usado	Observaciones
169	D.N.D.	0.950	0.0008	D.N.D.	documento de cuotas 2019	Bayesiano, producción excedente por remuestreo	Los resultados de los análisis anteriores mostraron un sistema en condiciones optimas

4.2.15.3 Modelos CMSY y BSM para el análisis de las pesquerías del mero

Teniendo como base los datos de captura y CPUE observados se sometieron a los análisis estadísticos que permitieron determinar que las capturas esta identificadas con el modelo predictivo, pero con los datos CEPU se encontró algunas diferencias; sin embargo, frente a las variaciones del proceso las biomazas mostraron un ajuste bastante bueno y finalmente los CPUE fueron ajustados con el análisis de los residuos. (Figura 4-91)

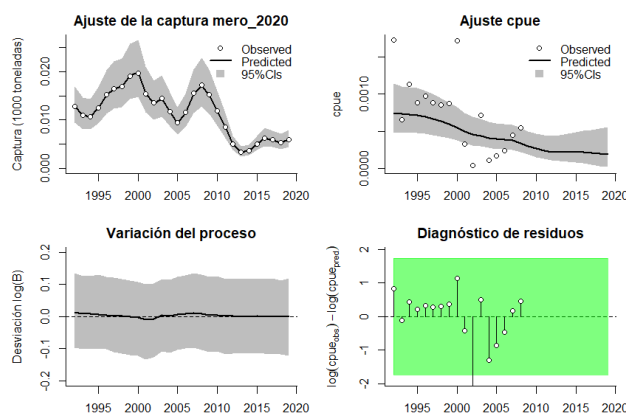


Figura 4-91. Modelación de las pesquerías. En el panel superior izquierdo muestra el comportamiento de las pesquerías de mero *Epinephelus quinquefasciatus*, con límites de confianza aproximad ante del 95%. En el panel

superior derecho se muestra el ajuste de los datos de CPUE estimados y observados con una aproximación al 95 % de seguridad [zona gris]; en el panel inferior izquierdo se muestra el comportamiento del modelo estimado con una visión del logaritmo de la biomasa, la zona gris es el nivel de seguridad al 95%, el panel inferior izquierdo es en análisis de los residuos de la evaluación del CPUE, la zona en verde muestra que hay un ajuste efectivo frente al comportamiento normal de los mismos.

En análisis de las densidades con el algoritmo CMSY mostró que el punto de referencia mejor ajustado con el índice PPVR fue el MSY, aunque muy cerca el r ; las densidades de las biomazas relativas mostraron un rango inicial de 0.4 a 0.8 para 1992, y en el año de quiebre de 2012 este rango estuvo entre 0.0 a 0.4, se mejor muy ligeramente en el 2019 entre 0.01 a 0.4. (Figura 4-92).

Analizando esta situación, pero desde otro punto de vista, esto es usando el algoritmo BSM, se determinó que un comportamiento muy parecido al determinado en el primer ejercicio, esto es que la efectividad del ajuste se dio para el MSY, pero los ajustes de las biomazas solo se diferenciaron en que para 1992 la distribución fue más normal que la del primer ajuste. (Figura 4-93)

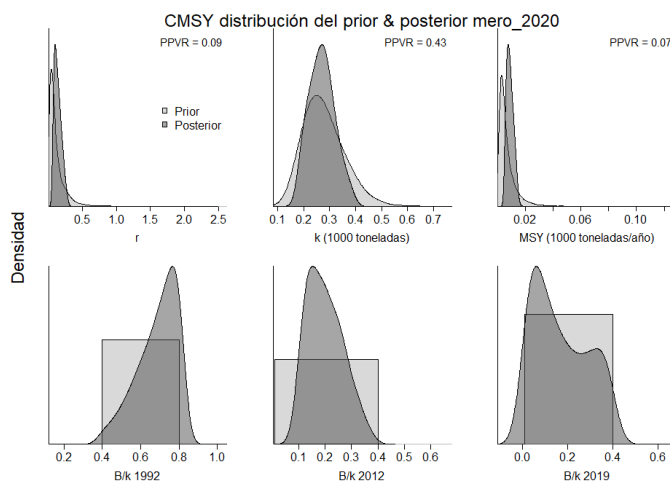


Figura 4-92. Determinación de las zonas de densidad probabilística de los análisis realizados de mero *Epinephelus quinquefasciatus*, aplicando el modelo CMSY, pre y post de la aplicación de la teoría bayesiana. el panel superior se refiere a los ajustes en cuanto a la tasa intrínseca de crecimiento [r], la capacidad de carga del ecosistema [K], y del rendimiento máximo sostenible [MSY]. En el panel inferior está el estudio muestra los mismos análisis probabilísticos para los años iniciales el medio más bajo y el final.

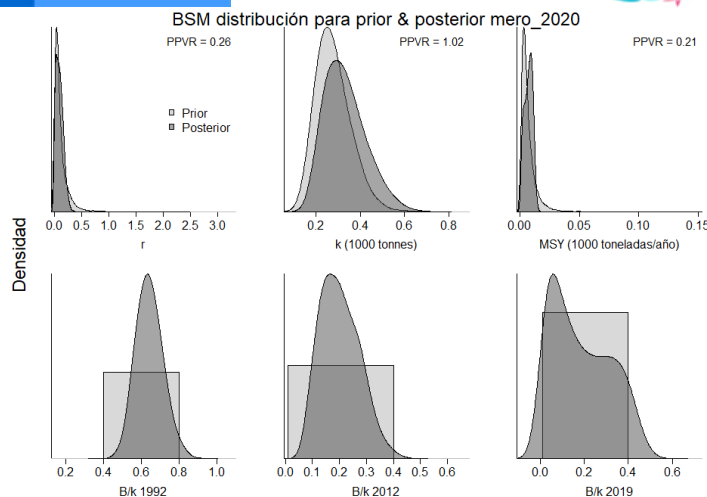


Figura 4-93. Determinación de las zonas de densidad probabilística de los análisis realizados, aplicando el modelo BSM, pre y post de la aplicación de la teoría bayesiana. el panel superior se refiere a los ajustes en cuanto a la tasa intrínseca de crecimiento [r], la capacidad de carga del ecosistema [K], y del rendimiento máximo sostenible [MSY]. En el panel inferior está el estudio muestra los mismos análisis probabilísticos para los años iniciales el medio más bajo y el final.

Los resultados con el algoritmo CMSY presentaron un valor de r bastante bajo que indica, a su vez una resiliencia igualmente baja, esto combinado con que las tasas de biomazas relativas catalogan que el sistema se encuentra bajo niveles de aprovechamiento altos. (Tabla 4-75)

Pero la situación se ve aún peor usando los efectos de la CPUE en el sistema pesquero del mero, aquí el valor de r es mucho más bajo, aunque la estimación de la biomasa relativa fue muy parecido confirmado que el recurso está en dificultades. (Tabla 4-76)

Tabla 4-75. Resultados del CMSY para las pesquerías de mero *Epinephelus quinquefasciatus* de la cuenca del Pacífico colombiano.

Parámetros estimados	Valor	C.I. al 95%	
R	0.141	0.0686	0.29
MSY	8.67	5.33	14.1
K			
		2.2 th perc.	97.5th perc.
Biomasa relativa en el último año	0.144k	0.0139	0.388
Explotación $F/(r/2)$ en el último año	5.71	2.12	59.3

Tabla 4-76. Resultados de modelo Schaefer de tipo bayesiano [BMS] usando capturas y CPUE para las pesquerías de mero *Epinephelus quinquefasciatus* de la cuenca del Pacífico colombiano.

Parámetros estimados		Límite inferior	Límite superior
q	0.00366	0.00201	0.00667
		95 % CI	
r	0.0735	0.0129	0.42
k	319	185	549
MSY	5.86	1.56	22
		2.5th perc.	97.5th perc.
Biomasa relativa para el último año	0.161k	1.56	22
Explotación F/(r/2) en el último año	0.161	0.0131	0.435
r -k log correlación =		-0.838	

Las evidencias recopiladas demuestran que las pesquerías están castigando el recurso por debajo de sus límites de referencia mínimos ya que en la posibilidad de utilizar las respuestas para la mortalidad por pesca en el MSY se tomó por el valor de 0.236 años⁻¹, que indica claramente que el rendimiento de las biomazas están por debajo del ¼ de las biomazas de la población, el rendimiento máximo sostenible MSY solo está en 6 toneladas que inclusive puede bajarse hasta las 2 toneladas. Para el último año analizado la mortalidad por pesca y su tasa de aprovechamiento no mostraron valores sanos. (Tabla 4-77)

Tabla 4-77. Estimación de los puntos de referencia para la toma de decisiones en el manejo de mero *Epinephelus quinquefasciatus* de la cuenca del Pacífico colombiano.

Parámetros	Valor	95 % CI			Decisión 0.236
Fmsy	0.0368	0.00643	0.21	(si B > 1/2 Bmsy cuando Fmsy = 0.5r)	
Fmsy	0.0236	0.00414	0.135	(r y Fmsy se reducen linealmente si B < 1/2 Bmsy)	
MSY	5.86	1.56	22		
Bmsy	160	92.7	275		
		2.5th perc.	97.5th perc.		
Biomasa en el último año	51.3	4.17	139		
B/Bmsy en el último año	0.322	0.0261	0.871		
Mortalidad por pesca en el último año	0.115	0.0426	1.42		
Explotación F/Fmsy	4.81	0.599	1368		

Los registros históricos de la serie de tiempo analizada mostraron un recurso con uno años iniciales de crecimiento, pero luego el recurso se ha ido agotando, por lo tanto, en el estudio de las biomazas relativas que miden el tamaño del stock muestra una progresión decreciente, esta situación se ve claramente dibujada en los análisis de la tasa de explotación y la curva de equilibrio donde las tendencias muestran una población en condiciones desfavorables. (Figura 4-94).

Como una medida que nos permita afirmar los diagnósticos ya realizados, es comparar las capturas en el tiempo de la secuencia histórica obtenida, se ve claramente que los valores de las capturas han estado por encima del MSY, lo mismo ocurre cuando comparamos las biomazas relativas con los dos límites de seguridad, donde a partir del año 2005 la población de recurso entro en franca decadencia siendo para el año 2010 el año crítico donde se rebasan todos los límites permitidos. (Figura 4-95).

Donde se puede observar con claridad el desarrollo histórico de estas pesquerías es cuando utilizamos la gráfica de fases de Kobe, en esta se ve que el recurso, con los datos obtenidos, nunca ha estado en niveles aceptables de aprovechamiento, ya que las pesquerías comenzaron en la fase de plena explotación y en pocos años paso a la fase de peligro, es de resalta que para el último año (2019), ya los niveles están por debajo del referente de del 0.5 de la tasa de biomazas relativas lo cual está indicando que las poblaciones están por debajo de los niveles de reclutamiento que permitan la sostenibilidad del MSY. (Figura 4-96)

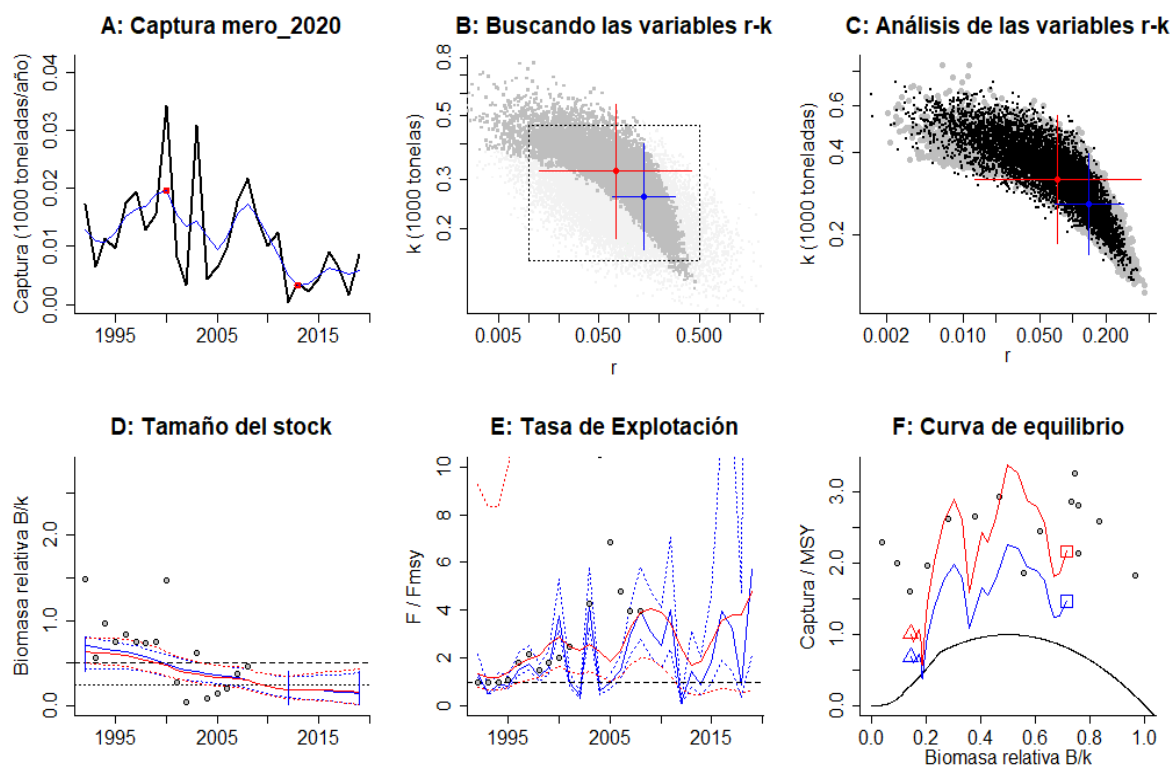


Figura 4-94. Resultados del Análisis de las pesquerías manejo de mero *Epinephelus quinquefasciatus* de la cuenca del Pacífico Colombiano utilizando los modelos CMSY y CSB. El panel superior izquierdo muestra en negro las series temporales de capturas y en azul el promedio móvil de tres años con indicación de la captura más alta y baja, como se usa en la estimación de la biomasa previa por las reglas predeterminadas. El panel B muestra el espacio de registro

de r-k explorado y en gris oscuro los pares de r-k que el modelo CMSY encontró compatibles con las capturas y la información previa. El panel C muestra el par r-k más probable y sus límites de confianza aproximados del 95% en azul. Los puntos negros son posibles pares r-k encontrados por el modelo BMS, con una cruz roja que indica el par r-k más probable y sus límites de confianza del 95%. El panel D muestra los datos de abundancia disponibles en rojo, escalados a la estimación BSM de $B_{msy}=0.5 k$, y en azul la trayectoria de biomasa estimada por CMSY. Las líneas punteadas indican los percentiles 2.5 y 97.5. Las líneas azules verticales indican los rangos de biomasa anteriores. El panel E muestra en rojo la tasa de cosecha [captura/abundancia] escalada a la estimación $r/2$ de BSM, y en azul la tasa de cosecha correspondiente de CMSY. El panel F muestra la curva de equilibrio de Schaefer de captura/RMS en relación con B/k , con sangría en $B/k < 0.25$ para explicar el reclutamiento reducido en tamaños de stock bajos. Los puntos rojos se escalan por estimaciones de BSM y los puntos azules se escalan por estimaciones de CMSY.

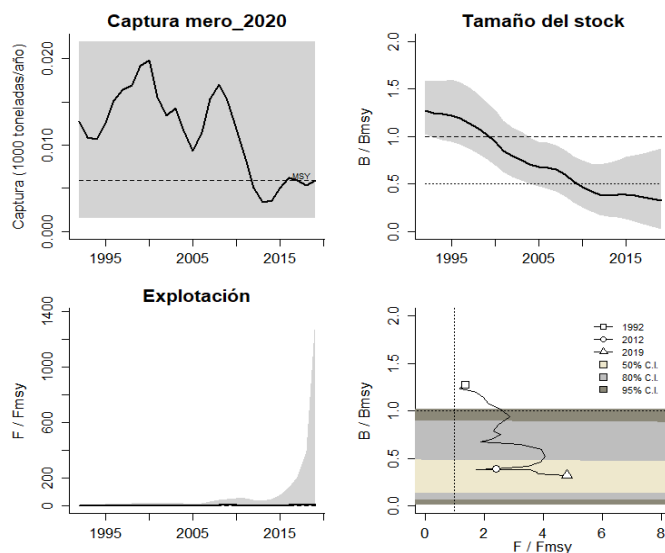


Figura 4-95. Análisis de las pesquerías de mero *Epinephelus quinquefasciatus* del Pacífico colombiano. El panel superior izquierdo muestra el comportamiento de las capturas [curva negra] y la zona gris muestra el nivel de seguridad al 95%. El panel superior derecho muestra la tasa de aprovechamiento de la biomasa frente al RMS. El panel inferior izquierdo muestra la tasa de aprovechamiento frente a al estándar donde $F = F_{msy}$ [línea punteada] y el observado [curva negra] la zona gris es el nivel de seguridad al 95%, el panel inferior derecho muestra el resumen de las tasas relativas de biomasa y las tasas relativas de esfuerzo.

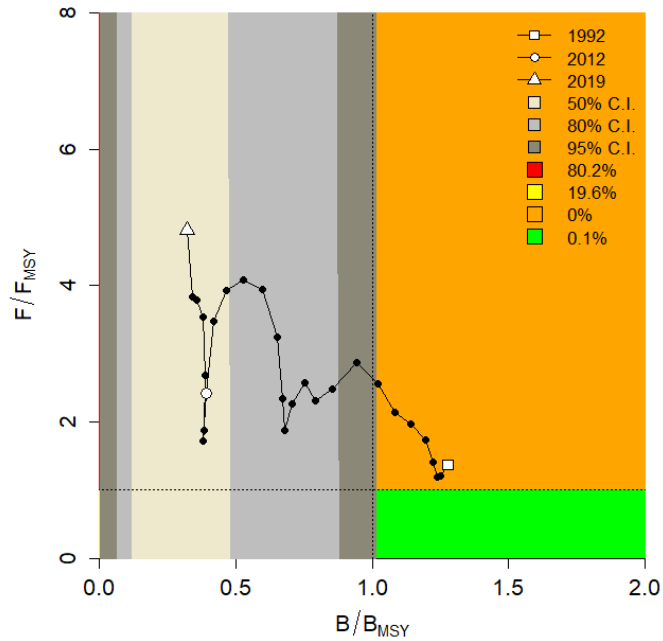


Figura 4-96. Análisis de las pesquerías de mero *Epinephelus quinquefasciatus* en la cuenca del Pacífico colombiano, utilizando el gráfico de fases de Kobe.

4.2.15.4 Conclusiones de las pesquerías del mero

Con este estudio se puede ver como una especie que paso de niveles óptimos de aprovechamiento a una situación crítica que amerita tener medidas que protejan su estabilidad. Es claro que por su historia de vida y comportamiento la vulnerabilidad de esta especie es muy alta.

A partir de las estimaciones realizadas de la tasa de explotación de 4.81, biomasa relativa de 0.322, la mortalidad por pesca actual de 0.115 año⁻¹, y la mortalidad por pesca en rendimiento máximo sostenible 0.0236 año⁻¹, se propone que el rendimiento máximo sostenible (MSY) para las especies sea un valor de 5.86 ± (1.56 – 22) toneladas.

4.2.16 Pesquerías del espejuelo (*Selene peruviana* (Guichenot, 1866))



Foto: DigiMorph Staff, 2004 (http://digimorph.org/specimens/Selene_peruviana/head/)

Nombre en inglés: Peruvian moonfish.

4.2.16.1 Antecedentes del recurso del espejuelo

La especie es bentopelágica, que se encuentra entre los 0 y los 50 m de profundidad, se distribuye desde Redondo Beach en el sur de California, USA hasta el Perú, se ha registrado una talla máxima de 40 cm de Lt., con una longitud asintótica de 41.7 cm de Lt., una tasa metabólica de crecimiento de 0.42 cm/año, mortalidad natural de 0.7 año⁻¹, con una talla de madurez de 23.8 cm de Lt., una tasa instantánea de mortalidad total de 1.09 año⁻¹, con una mortalidad por pesca de 0.39 año⁻¹, y una tasa de aprovechamiento de 0.36 que indica que bajo esta condiciones el recurso es sostenible. (Fishbase, 2020).

Rueda et al (2014) reporto la especie como de descarte en la pesquería de camarón de aguas someras en el pacífico colombiano. Zambrano et al (2018 a, b) reporta la especie como parte de la pesca artesanal de las zonas centro y sur del pacifico colombiano.

4.2.16.2 Análisis de los datos de dinámica de poblaciones del espejuelo

En esta primera fase de análisis y con los datos ordenados y evaluados por la autoridad pesquera en años anteriores se pudo determinar que las pesquerías de este recurso se encontraban en buenas condiciones ya que sus tasas de biomas relativas estaban muy cerca del rendimiento óptimo. (

Tabla 3-1)

Tabla 4-78. Estimación de los principales parámetros poblacionales del espejuelo *Selene peruviana* de la cuenca del Pacífico colombiano.

RMS (t.)	PRO (\$)	B/K	q	TM/TMC	Fuente	Modelo usado	Observaciones
73	D.N.D.	0.930	D.N.D.	D.N.D.	documento de cuotas 2019	Bayesiano, producción excedente por remuestreo	Los resultados de los análisis anteriores mostraron un sistema en condiciones optimas

4.2.16.3 Modelos CMSY y BSM para el análisis de las pesquerías de espejuelo

Con la serie de tiempo recopilada se hizo una evaluación de los datos pesqueros y se encontró que los mismos tiene un buen ajuste y las variaciones al proceso fueron muy precisas; sin embargo, cuando se ajustaron los residuos de las CPUE no se pudo determinar un óptimo por lo que de utilizo el que genero el menor error. (Figura 4-97)

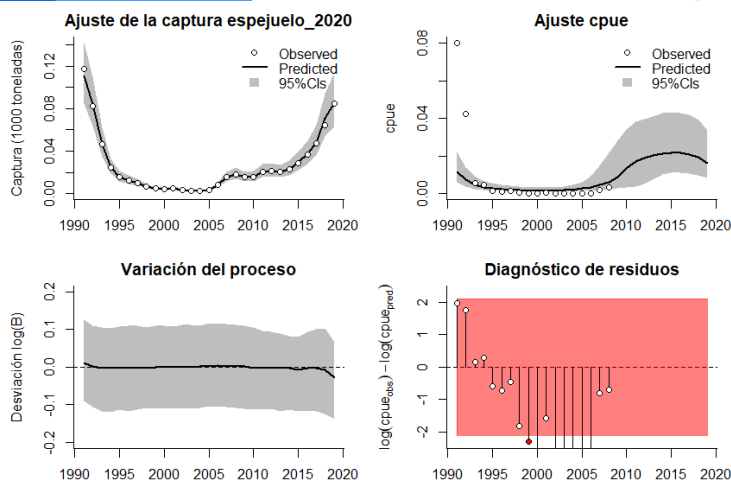


Figura 4-97. Modelación de las pesquerías. En el panel superior izquierdo muestra el comportamiento de las pesquerías del espejuelo *Selene peruviana*, con límites de confianza aproximad ante del 95%. En el panel superior derecho se muestra el ajuste de los datos de CPUE estimados y observados con una aproximación al 95 % de seguridad [zona gris]; en el panel inferior izquierdo se muestra el comportamiento del modelo estimado con una visión del logaritmo de la biomasa, la zona gris es el nivel de seguridad al 95%, el panel inferior izquierdo es en análisis de los residuos de la evaluación del CPUE, la zona en rojo muestra que hay algunas diferencias de estos residuos frente al comportamiento normal de los mismos.

Los análisis de las distribuciones probabilísticas de las densidades mostraron que el mejor ajuste utilizando el índice PPVR fue para la tasa intrínseca de crecimiento (r) mientras que las distribuciones de las biomazas relativas por años empiezan en 1991 entre 0.2 a 0.6, luego en el año de quiebre se tiene un rango entre 0.49 a 0.9 y para el último año un rango entre 0.2 a 0.6. (Figura 4-98)

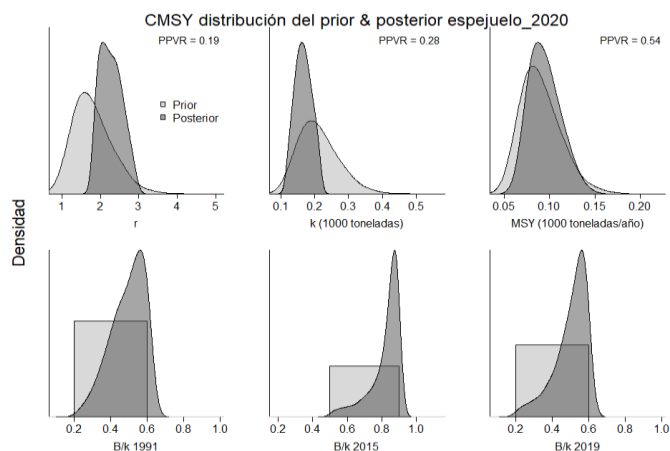


Figura 4-98. Determinación de las zonas de densidad probabilística de los análisis realizados para el espejuelo *Selene peruviana*, aplicando el modelo CMSY, pre y post de la aplicación de la teoría bayesiana. el panel superior se refiere a los ajustes en cuanto a la tasa intrínseca de crecimiento [r], la capacidad de carga d l ecosistema [K], y del rendimiento máximo sostenible [MSY]. En el panel inferior está el estudio muestra los mismos análisis probabilísticos para los años iniciales el medio más bajo y el final.

Utilizando los valores de CPUE y el algoritmo BSM no se detectaron grandes diferencias por lo tanto el mejor ajuste sigue siendo para r, y las densidades por año de las biomas relativas tuvieron el mismo impacto para ambos ejercicios. (Figura 4-99)

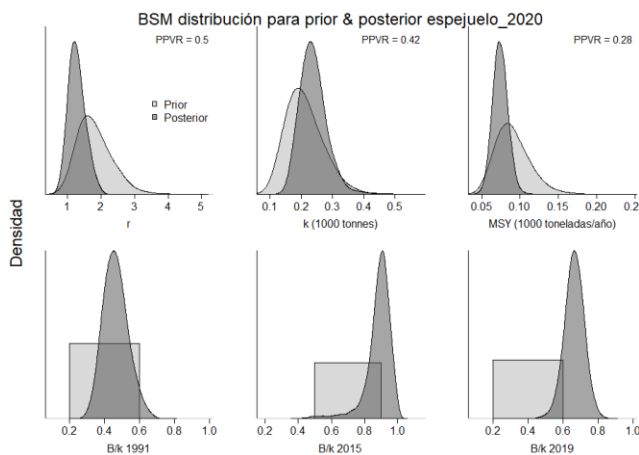


Figura 4-99. Determinación de las zonas de densidad probabilística de los análisis realizados, aplicando el modelo BSM, pre y post de la aplicación de la teoría bayesiana. el panel superior se refiere a los ajustes en cuanto a la tasa intrínseca de crecimiento [r], la capacidad de carga del ecosistema [K], y del rendimiento máximo sostenible [MSY]. En el panel inferior está el estudio muestra los mismos análisis probabilísticos para los años iniciales el medio más bajo y el final.

Los resultados del CMSY que evaluaron las series históricas de la pesquería del espejuelo mostraron un valor de r bastante alto y un valor de MSY más alto que el estimado en la primera fase, el valor de biomas relativa junto con los limites nos mostró una pesquería sana, con una tasa de aprovechamiento para el último año en los niveles de aceptación: (Tabla 4-79)

Tabla 4-79. Resultados del CMSY para las pesquerías del espejuelo *Selene peruviana* de la cuenca del Pacífico colombiano.

Parámetros estimados	Valor	C.I. al 95%	
R	2.33	1.84	2.94
MSY	92.8	66.8	132
K	159	115	218
		2.2 th perc.	97.5th perc.
Biomasa relativa en el último año	0.527k	0.262	0.598
Explotación $F/(r/2)$ en el último año	1.23	1.08	2.47

Las respuestas de los parámetros evaluados pero esta vez utilizando BMS, fueron más conservadores para r, pero además presenta uno de los valores de coeficiente de capturabilidad más alto hasta el presente después de haber estudiado los anteriores recursos, el punto de

referencia limite MSY es 19% inferior al estimado en el primer ejercicio. Las dos tasas de biomas relativa estimadas muestra que el recurso está en un nivel óptimo. (Tabla 4-80)

Tabla 4-80. Resultados de modelo Schaefer de tipo bayesiano [BMS] usando capturas y CPUE para las pesquerías del espejuelo *Selene peruviana* de la cuenca del Pacífico colombiano.

Parámetros estimados		Límite inferior	Límite superior
q	0.106	0.0587	0.19
95 % CI			
r	1.25	0.852	0.0953
k	235	167	330
MSY	73.5	56.7	95.3
		2.5th perc.	97.5th perc.
Biomasa relativa para el último año	0.665k	0.55	0.773
Explotación F/(r/2) en el último año	0.871	0.627	1.28
r -k log correlación =		-0.753	

Basados en el análisis de BSM de pudo determinar que la pesquería se sustenta con una mortalidad por pesca en el MSY sobre el 0.6 año⁻¹, con una cuota de pesca que puede estar por encima de las 74 toneladas. (Tabla 4-81)

Tabla 4-81. Estimación de los puntos de referencia para la toma de decisiones en el manejo pesquerías del espejuelo *Selene peruviana* de la cuenca del Pacífico colombiano.

Parámetros	valor	95 % CI		Decisión
Fmsy	0.627	0.426	0.922	(si B > 1/2 Bmsy cuando Fmsy = 0.5r) (r y Fmsy se reducen linealmente si B < 1/2 Bmsy)
Fmsy	0.627	0.426	0.922	
MSY	73.5	56.7	95.3	0.627
Bmsy	117	83.3	165	
		2.5th perc.	97.5th perc.	
Biomasa en el último año	156	129	181	
B/Bmsy en el último año	1.33	1.1	1.55	
Mortalidad por pesca en el último año =	0.547	0.471	0.662	
Explotación F/Fmsy	0.871	0.627	1.28	

La historia de la captura desde 1991 hasta el presente, mostró una evolución que dibuja una parábola convexa donde los extremos están al inicio y final de la serie con un vértice en el año 2004, estudiando el tamaño del stock encontramos que aunque hay un periodo de sobre pesca entre los años 1995 a 2010 la recuperación del mismo es bastante interesante, igualmente la tasa de explotación (F/Fmsy) excepto los años mencionados es bastante aceptable, luego la

curva de equilibrio mostró una trayectoria cambiante pero con extremos comunes. (Figura 4-100)

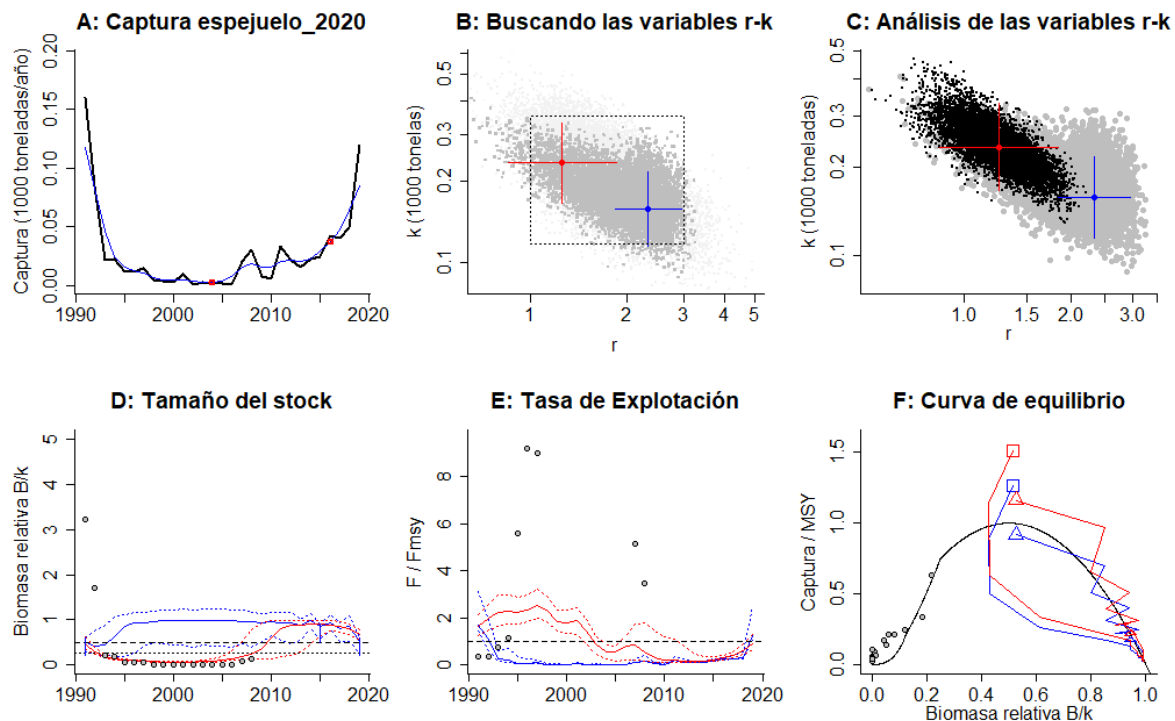


Figura 4-100. Resultados del Análisis de las pesquerías del espejuelo *Selene peruviana* de la cuenca del Pacífico Colombiano utilizando los modelos CMSY y CSB. El panel superior izquierdo muestra en negro las series temporales de capturas y en azul el promedio móvil de tres años con indicación de la captura más alta y baja, como se usa en la estimación de la biomasa previa por las reglas predeterminadas. El panel B muestra el espacio de registro de r-k explorado y en gris oscuro los pares de r-k que el modelo CMSY encontró compatibles con las capturas y la información previa. El panel C muestra el par r-k más probable y sus límites de confianza aproximados del 95% en azul. Los puntos negros son posibles pares r-k encontrados por el modelo BMS, con una cruz roja que indica el par r-k más probable y sus límites de confianza del 95%. El panel D muestra los datos de abundancia disponibles en rojo, escalados a la estimación BSM de $B_{msy}=0.5 k$, y en azul la trayectoria de biomasa estimada por CMSY. Las líneas punteadas indican los percentiles 2.5 y 97.5. Las líneas azules verticales indican los rangos de biomasa anteriores. El panel E muestra en rojo la tasa de cosecha [captura/abundancia] escalada a la estimación $r/2$ de BSM, y en azul la tasa de cosecha correspondiente de CMSY. El panel F muestra la curva de equilibrio de Schaefer de captura/RMSY en relación con B/k , con sangría en $B/k < 0.25$ para explicar el reclutamiento reducido en tamaños de stock bajos. Los puntos rojos se escalan por estimaciones de BSM y los puntos azules se escalan por estimaciones de CMSY.

El análisis comparativo entre las capturas y su referente de MSY, presentó el comportamiento descrito para las capturas teniendo dos extremos que tocaron este punto de referencia, con respecto al tamaño del stock, aunque se tuvo años difíciles se han alcanzado niveles buenos para el equilibrio del recurso, por lo anterior y usando como representación la tasa de explotación (F/F_{msy}) se ha visto una evolución positiva. (Figura 4-101)

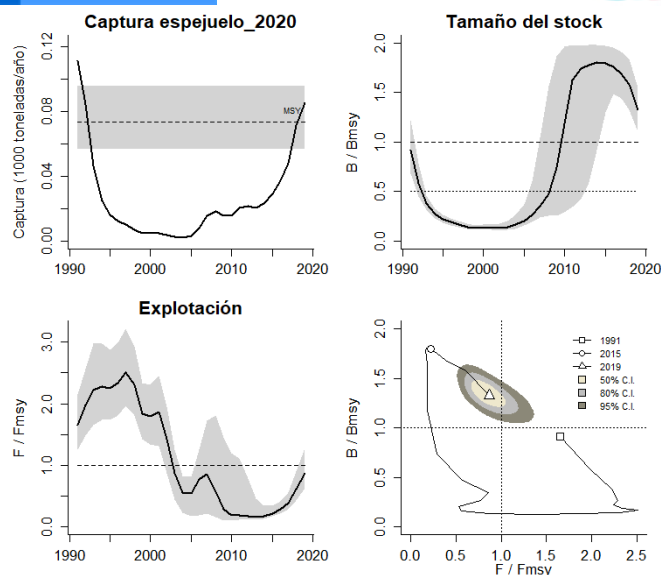


Figura 4-101. Análisis de las pesquerías del espejuelo *Selene peruviana* del Pacífico colombiano. El panel superior izquierdo muestra el comportamiento de las capturas [curva negra] y la zona gris muestra el nivel de seguridad al 95%. El panel superior derecho muestra la tasa de aprovechamiento de la biomasa frente al RMS. El panel inferior izquierdo muestra la tasa de aprovechamiento frente a al estándar donde $F = F_{msy}$ [línea punteada] y el observado [curva negra] la zona gris es el nivel de seguridad al 95%, el panel inferior derecho muestra el resumen de las tasas relativas de biomasa y las tasas relativas de esfuerzo.

En la gráfica de fases de Kobe se encontró algo sorprendente en este tipo de análisis y fue que el inicio de las pesquerías estuvo por mucho tiempo en la fase de sobreexplotación luego pasó a una fase de recuperación y actualmente se encuentra en los niveles más adecuados, sin descuidar que para el último año estudiado la probabilidad que el mismo este en el máximo de aprovechamiento es de 22.3% y que este en la zona de peligro es tan solo del 0.5%, con un 77.2% de seguridad que realmente las pesquerías están bien. (Figura 4-102)

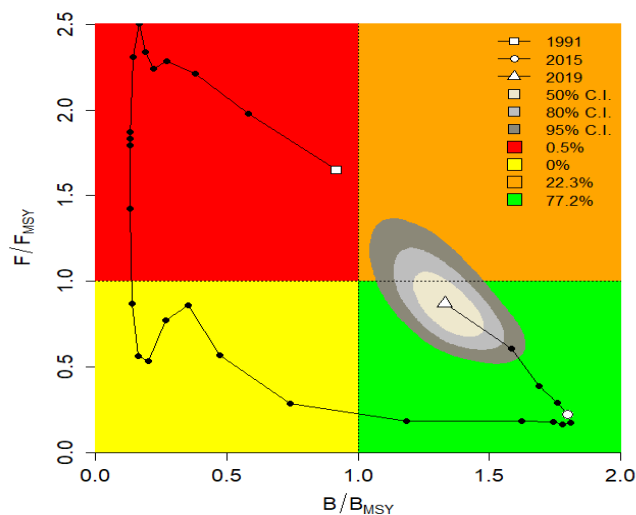


Figura 4-102. Análisis de las pesquerías del espejuelo *Selene peruviana* en la cuenca del Pacífico colombiano, utilizando el gráfico de fases de Kobe.

4.2.16.4 Conclusiones de las pesquerías del espejuelo

Aunque la serie histórica es atípica para el aprovechamiento de un recurso pesquero, este recurso es de los pocos ha demostrado una interesante recuperación con niveles de producción que muestran un equilibrio entre el aprovechamiento pesquero y su estabilidad poblacional.

A partir de las estimaciones realizadas de la tasa de explotación de 0.871, biomasa relativa de 1.33, la mortalidad por pesca actual de 0.547 año⁻¹, y la mortalidad por pesca en rendimiento máximo sostenible 0.627 año⁻¹, se propone que el rendimiento máximo sostenible (MSY) para la especie sea un valor de 73.5 ± (56.7 - 95) toneladas.

4.2.17 Pesquerías del gualajo (*Centropomus armatus* Gill, 1863)



Foto:R. Robertson © (Fishbase)

Nombre en inglés: Armed snook

4.2.17.1 Antecedentes de recuso gualajo

Es típicamente demersal marino de aguas salobres, se distribuye desde México hasta el Ecuador, se ha reportado una talla máxima de 37 cm de Lt., con una longitud asintótica de 49.6 cm de Lt., con una tasa metabólica de crecimiento de 0.4 cm/año, con una mortalidad natura reportada de 0.74 año⁻¹, con una talla de madurez de 27.8 cm de Lt., con una tasa instantánea de mortalidad total de 0.29 año⁻¹, correspondiente a una mortalidad por pesca de -0.45 año⁻¹, que reporta una tasa de aprovechamiento de -1.55 que es muy alta para el sistema. (Fishbase, 2020). Vásquez (2018) encontró variabilidad genética de la especie en diferentes partes de la costa del pacifico panameño. Pulmans et al (2018) estudiaron los hábitos alimenticios intermareales de la especie,

Polo et al (2014) estimaron parámetros de la biología pesquera de la especie con rango de tallas entre 17-49 cm LT, TMC de 32.2 cm LT, y TMM 31.5 cm LT, entre otros, es además un recurso reportado para pesca artesanal de las zonas centro y sur del pacifico colombiano en el que se han reportado TMC y TMM históricas para la especie (Zambrano et al, 2018 a, b).

4.2.17.2 Análisis de los datos biológicos de las pesquerías de gualajo

Mediante los análisis realizados por la autoridad pesquera, en años anteriores se registró un crecimiento de tipo isométrico ($b = 3$, $P < 0.05$), una estimación de longitud asintótica mucho más alta que la reportada por Fishbase, 2020; al igual que la tasa metabólica de crecimiento y la talla de madurez sexual, igualmente los valores de la tasa instantánea e mortalidad total fueron más altas pero con valores de mortalidad por pesca y natural igualmente altos que dio una tasa de aprovechamiento muchísimo menor que la reportada por Fishbase, 2020. (Tabla 4-82)

Tabla 4-82. Relación de los parámetros estimados para el gualajo *Centropomus armatus* en la cuenca del Pacífico colombiano.

a	b	r ²	T.M.	T.M.C.	Loo	k	Z	M	F	E
0.0097	3.0512	0.9133	37	27.8	78.5	0.42	2.29	0.74	1.56	0.68

4.2.17.3 Análisis de los datos de dinámica de poblaciones del gualajo

Como una primera fase y con los reportes de años anteriores el recurso se encontró en buenas condiciones, aunque el indicativo de las tallas si está un poco alto. (Tabla 4-83)

Tabla 4-83. Estimación de los principales parámetros poblacionales para el gualajo *Centropomus armatus* de la cuenca del Pacífico colombiano.

RMS (t.)	PRO (\$)	B/K	q	TM/TMC	Fuente	Modelo usado	Observaciones
187	1,002,235,861	0.900	0.003	1.33093525	documento de cuotas 2019	Bayesiano, producción excedente por remuestreo	Los resultados de los análisis anteriores mostraron un sistema en condiciones óptimas

4.2.17.4 Evaluación del estado de salud del stock con la modelación LBB para el gualajo

Dependiendo de este nuevo esquema de evaluación que inicial la segunda etapa de este proceso de análisis de las pesquerías y usando una primera evaluación con las distribuciones de los datos respecto al modelo de selectividad. Se encontró que durante todos los años se cumplieron los patrones esperados, por lo tanto, el modelo puede funcionar con lo esperado. (Figura 4-103, Figura 4-104)

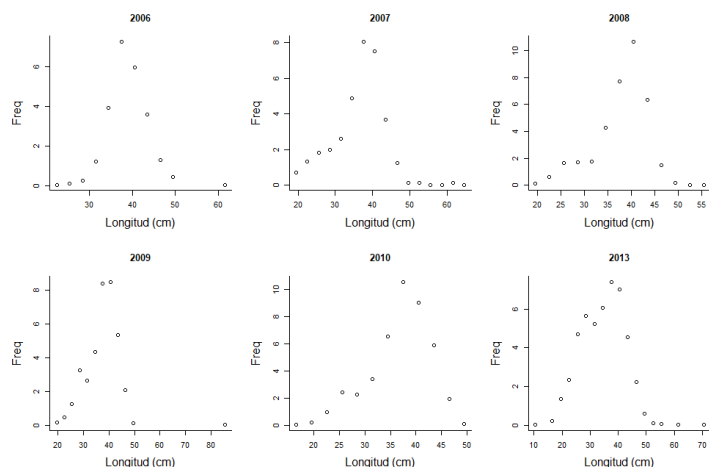


Figura 4-103. Distribución de las tallas del gualajo *Centropomus armatus*, entre los años 2006 a 2013. Las tallas presentan en típico comportamiento de la estructura de selectividad.

Con el análisis prior se obtuvo un valor de longitud asintótica superior a la reportada para la primera fase, pero y muy alta para lo mencionado en los antecedentes del recurso; de acuerdo con los estándares teóricos establecidos, las tasas de Z/K y F/K son bastante altas, la longitud al 50% de la selectividad es un valor que se encuentra por debajo de la talla media de captura. (Tabla 4-84)

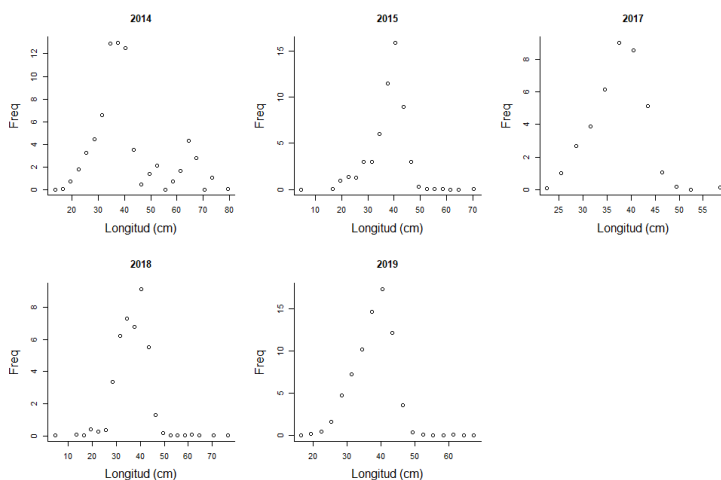


Figura 4-104. Distribución de las tallas del gualajo *Centropomus armatus*, entre los años 2013 a 2019. Las tallas presentan en típico comportamiento de la estructura de selectividad.

Tabla 4-84. Resultados de las estimaciones paramétrica de las diferentes tasas de aprovechamiento del gualajo *Centropomus armatus*. Se muestra el cálculo prior de estos cálculos.

Loo prior	88.4	SD =	0.884	Unidad cm			
Z/K prior	9.29	SD =	33.2	M/K prior	1.5	SD =	0.15
F/K prior	8.91	7.79					
Lc prior	32.1	SD =	3.21	alfa prior =	19	SD =	1.9

El análisis general de las condiciones de esta pesquería mostró una longitud asintótica superior a todas las estudiadas para este recurso, la tasas de M/K estuvo ligeramente superior a la esperada de 1.5 aunque su valores de seguridad la sitúan dentro de ésta referencia, de resto todas las tasas evaluadas (F/K, Z/K, F/M) se presentaron bastante altas, y los valores de biomasa relativa se muestran preocupantemente bajos así como el rendimiento por recluta. (Tabla 4-85)

Tabla 4-85. Estimación general de parámetros y tasas de aprovechamiento del gualajo *Centropomus armatus* obtenidos de las pesquerías de la cuenca del Pacífico colombiano.

L _{oo} =	89.3	Ci	87.6	90.7	cm
L _{opt} =	56	cm	L _{opt} /L _{oo} =	0.63	cm
L _{c opt} =	55	cm	L _{c opt} /L _{oo} =	0.62	cm
M/K =	1.76	Ci	1.49	2.05	
F/K =	29.4	Ci	26.5	33.3	
Z/K =	30.7	Ci	27.8	35	
F/M =	23	Ci	18.6	30.1	
B/B _o ;	F=M L _c = L _{c opt} =		0.357		
B/B _o =	0.0143	Ci	0.0107	0.0198	
Y/R´ ; F=M; L _c L _{c opt}	0.0348				
Y/R´ =	0.00211	Ci	0.0014	0.00275	

Para el último año el valor de las longitudes al 50% son más altas que las propuestas en el análisis prior e igualmente los valores de las talas (F/K, F/M, Z/K) son altas y concuerdan con las estimadas para todo el periodo analizado; sin embargo, desde el punto de vista de la madurez sexual los indicadores son bastante buenos ya que están por encima del 50%. (Tabla 4-86)

Tabla 4-86. Estimación, para el último año, de los de parámetros y tasas de aprovechamiento del gualajo *Centropomus armatus* obtenidos para la cuenca del Pacífico colombiano.

		Rango	
L _c =	44.7	44.1	45.6
alfa	21.9	21.4	22.5
L _{p promedio} /L _{opt}	0.78		
L _c /L _{c opt}	0.81		
L _{95th}	67.5	L _{95th} /L _{oo}	0.79
F/K	29	26.5	34.3
F/M	24	18.6	32.5
Z/K	30.7	27.8	35.6
Y/R´	0.0021	0.00139	0.00311
B/B _o	0.011	0.00736	0.0164
B/B _{MSY}	0.032	0.0206	0.0461
L _{m50}	27.8	Madurez	97%

Como se había establecido las talas de los análisis prior de Z/K estuvieron por debajo de las otras evaluaciones, particularmente esta tasa en el año inicial 2006 fue mucho más baja que la reportada para el último año, las tallas en general tuvieron un comportamiento estable. Pero si se observa la tasa de aprovechamiento (F/M) toda la secuencia de los datos analizados estuvo por encima del valor límite, finalmente las tasas de biomasa relativas mostro un recurso en permanente estado crítico. (Figura 4-105)

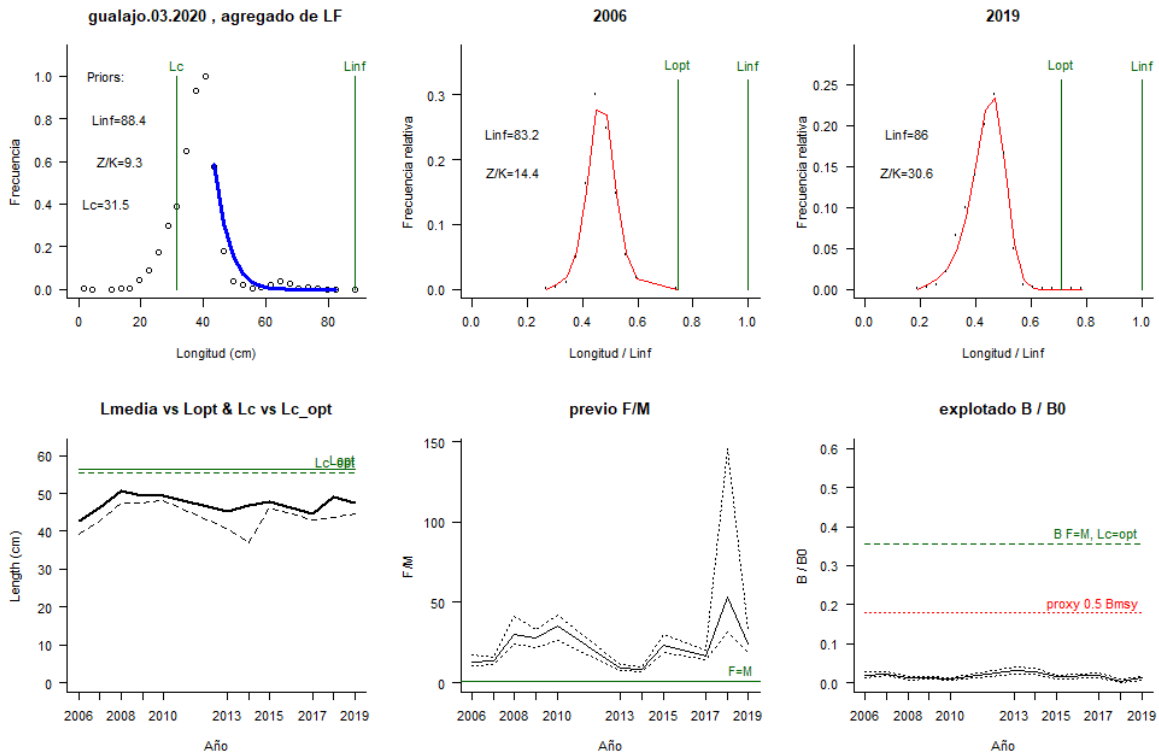


Figura 4-105. Comportamiento de las pesquerías del gualajo *Centropomus armatus* en la cuenca del Pacífico colombiano. El panel superior izquierdo muestra los datos frecuencias de longitudes utilizadas para estimar el pre de Lc., Loo y Z/K. Los paneles medio y derechos superiores muestran los datos de longitudes de frecuencias del primero y último año de la serie de tiempo estudiada. La curva roja muestra el ajuste de la ecuación que provee estimaciones de Z/K, M/K, F/K Lc. Loo, los cuales se calculan y se muestran como referencia. El panel inferior izquierdo muestra L media [curva en negrita] en relación con L opt. y Lc., [curva negra discontinua] con relación a la Lc opt. el panel medio inferior muestra la presión de pesca relativo F/M [curva negra] con límites de confianza aproximados del 95% [curva punteada], con relación al nivel de referencia donde F=M [línea horizontal verde]. El panel inferior derecho muestra la biomasa relativa B/Bo [curva negra] con límites de confianza aproximado del 95% [curva negra punteada] con indicación de un proxi para Bmsy [línea discontinua verde] y un proxi para Bpa o 0.5 de Bmsy [línea de puntos roja].

4.2.17.5 Modelos CMSY y BSM para el análisis de las pesquerías para le gualajo

Los datos obtenidos de captura y CPUE tuvieron una adaptación apropiada para el primero, pero para el segundo algunos datos de estuvieron por fuera del pronóstico; sin embargo, las

mediciones frente a la variación de proceso y los diagnósticos residuales ajustan el sistema a un nivel de seguridad significativo. (Figura 4-106).

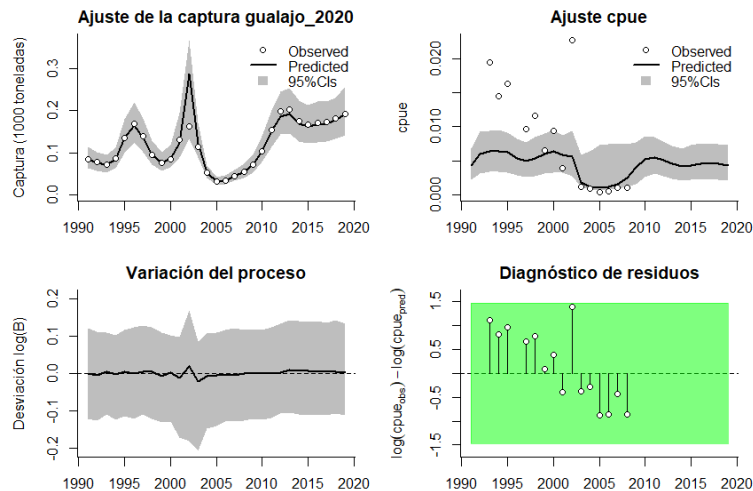


Figura 4-106. Modelación de las pesquerías. En el panel superior izquierdo muestra el comportamiento de las pesquerías del gualajo *Centropomus armatus*, con límites de confianza aproximada ante del 95%. En el panel superior derecho se muestra el ajuste de los datos de CPUE estimados y observados con una aproximación al 95 % de seguridad [zona gris]; en el panel inferior izquierdo se muestra el comportamiento del modelo estimado con una visión del logaritmo de la biomasa, la zona gris es el nivel de seguridad al 95%, el panel inferior izquierdo es en análisis de los residuos de la evaluación del CPUE, la zona en verde muestra que hay un ajuste efectivo frente al comportamiento normal de los mismos.

La evaluación de las distribuciones de densidades probabilísticas del sistema mostró que al evaluar los puntos de referencia con el índice PPVR los resultados predicen que el sistema más significativo es el de la tasa intrínseca de crecimiento poblacional (r) este resultado es idéntico tanto si se utiliza el algoritmo CMSY o el BSM; para los valores de densidades de las biomásas relativas las variaciones estuvieron para 1991 entre 0.4 y 0.8 el año de quiebre de 2012 presento rangos entre 0.5 a 0.9 y para le 2019 este estuvo entre 0.4 a 0.8 las diferencias entre el sistema CMSY y el BSM estuvo que todas las distribuciones del primero tuvieron algún tipo de buzamiento, mientras que el segundo sistema las distribuciones son más gaussianas. (Figura 4-107, Figura 4-108)

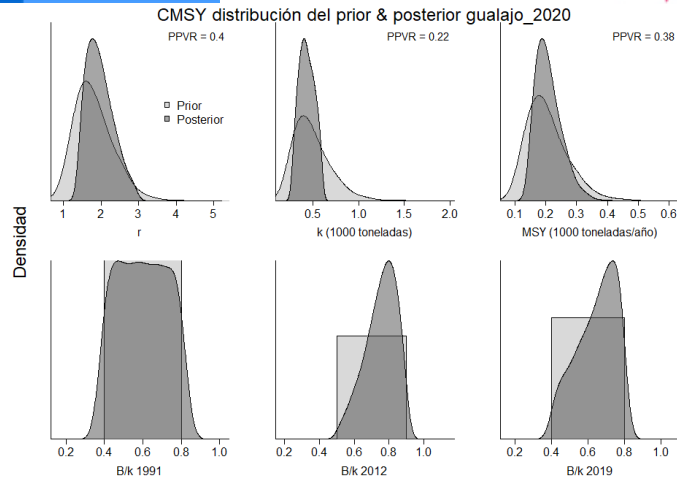


Figura 4-107. Determinación de las zonas de densidad probabilística de los análisis realizados del ghalajo *Centropomus armatus*, aplicando el modelo CMSY, pre y post de la aplicación de la teoría bayesiana. el panel superior se refiere a los ajustes en cuanto a la tasa intrínseca de crecimiento [r], la capacidad de carga del ecosistema [K], y del rendimiento máximo sostenible [MSY]. En el panel inferior está el estudio muestra los mismos análisis probabilísticos para los años iniciales el medio más bajo y el final.

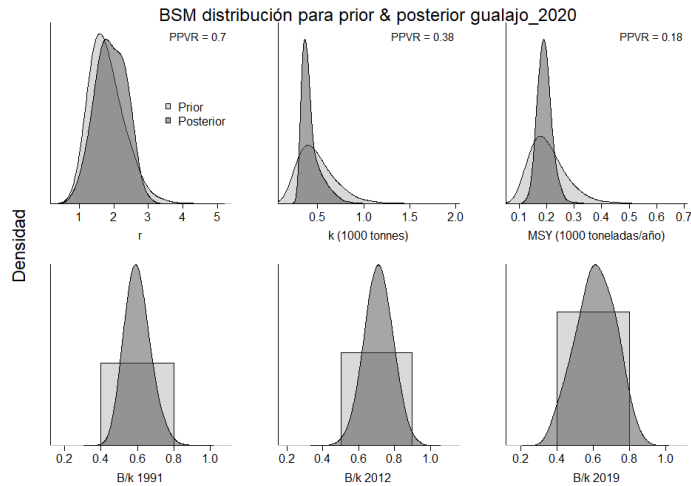


Figura 4-108. Determinación de las zonas de densidad probabilística de los análisis realizados, aplicando el modelo BSM, pre y post de la aplicación de la teoría bayesiana. el panel superior se refiere a los ajustes en cuanto a la tasa intrínseca de crecimiento [r], la capacidad de carga del ecosistema [K], y del rendimiento máximo sostenible [MSY]. En el panel inferior está el estudio muestra los mismos análisis probabilísticos para los años iniciales el medio más bajo y el final.

Los resultados de los dos sistemas del modelo general presentaron un valor de r 10% superior al estimado con BSM, la evaluación de las biomazas relativas mostró un indicador muy positivo; también se encontró diferencias entre la estimación del punto de referencia MSY ya que las estimaciones de CMSY son superiores en un 14% al segundo. (Tabla 4-87, Tabla 4-88).

Tabla 4-87. Resultados del CMSY para las pesquerías del gualajo *Centropomus armatus* de la cuenca del Pacífico colombiano.

Parámetros estimados	Valor	C.I. al 95%	
r	2.05	1.42	2.96
MSY	203	149	311
K	402	270	600
		2.2 th perc.	97.5th perc.
Biomasa relativa en el último año	0.666k	0.42	0.793
Explotación F/(r/2) en el último año	0.725	0.608	1.15

Como resultado que tenga medidas de administración se estableció un valor de mortalidad por pesca cercano al máximo esto es de 1. El rendimiento máximo sostenible puede mantenerse en los niveles estimados en la primera fase de esta evaluación. (

Tabla 4-89)

Tabla 4-88. Resultados de modelo Schaefer de tipo bayesiano [BMS] usando capturas y CPUE para las pesquerías del gualajo *Centropomus armatus* de la cuenca del Pacífico colombiano.

Parámetros estimados		Límite inferior	Límite superior
q	0.017	0.00813	0.0355
		95 % CI	
r	1.86	1.14	3.04
k	412	267	636
MSY	191	146	250
		2.5th perc.	97.5th perc.
Biomasa relativa para el último año	0.665k	0.397	0.815
Explotación F/(r/2) en el último año	0.816	0.494	1.56
r -k log correlación =		-0.838	

Tabla 4-89. Estimación de los puntos de referencia para la toma de decisiones en el manejo del gualajo *Centropomus armatus* de la cuenca del Pacífico colombiano.

Parámetros	valor	95 % CI		Decisión
Fmsy	0.928	0.568	1.52	(si B > 1/2 Bmsy cuando Fmsy = 0.5r) 0.928
Fmsy	0.928	0.568	1.52	(r y Fmsy se reducen linealmente si B < 1/2 Bmsy)
MSY	191	146	250	
Bmsy	206	133	318	
		2.25th perc.	97.5th perc.	
Biomasa en el último año	253	163	335	
B/Bmsy en el último año	1.23	0.794	1.63	
Mortalidad por pesca en el último año =	0.757	0.572	1.17	

Explotación F/Fmsy	0.816	0.494	1.56
--------------------	-------	-------	------

La evolución de las capturas del recurso ha tenido variaciones apreciables entre la situación inicial y la final, resaltando que los niveles productivos de los últimos años han sido altos y estable lo que genera que las poblaciones pueden soportar las presiones de pesca actuales; el tamaño del stock es uniforme y estable en cuanto a sus biomasa relativas, sin embargo, las tasas de explotación presentan algunas oscilaciones pero en su mayoría inferiores a los límites de referencia establecidos. Finalmente, la curva de equilibrio muestra un recurso con trayectorias de evolución cercana al MSY. (Figura 4-109)

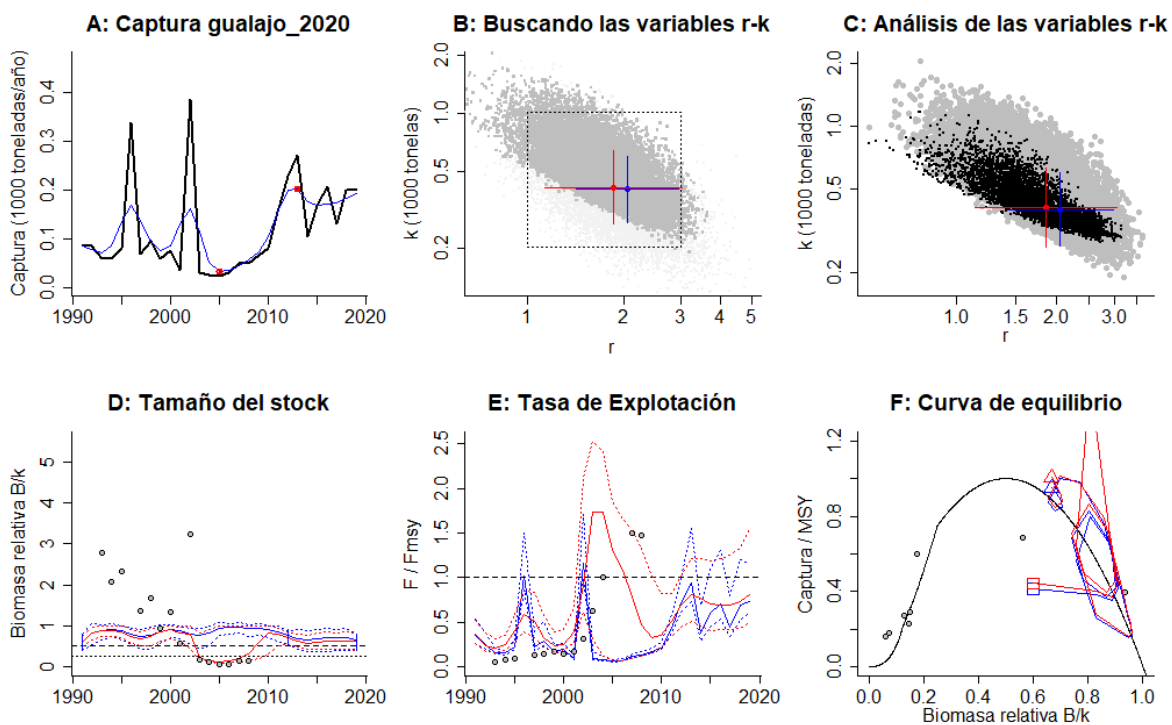


Figura 4-109. Resultados del Análisis de las pesquerías del gualajo *Centropomus armatus* de la cuenca del Pacífico Colombiano utilizando los modelos CMSY y CSB. El panel superior izquierdo muestra en negro las series temporales de capturas y en azul el promedio móvil de tres años con indicación de la captura más alta y baja, como se usa en la estimación de la biomasa previa por las reglas predeterminadas. El panel B muestra el espacio de registro de r-k explorado y en gris oscuro los pares de r-k que el modelo CMSY encontró compatibles con las capturas y la información previa. El panel C muestra el par r-k más probable y sus límites de confianza aproximados del 95% en azul. Los puntos negros son posibles pares r-k encontrados por el modelo BMS, con una cruz roja que indica el par r-k más probable y sus límites de confianza del 95%. El panel D muestra los datos de abundancia disponibles en rojo, escalados a la estimación BSM de $B_{msy}=0.5 k$, y en azul la trayectoria de biomasa estimada por CMSY. Las líneas punteadas indican los percentiles 2.5 y 97.5. Las líneas azules verticales indican los rangos de biomasa anteriores. El panel E muestra en rojo la tasa de cosecha [captura/abundancia] escalada a la estimación $r/2$ de BSM, y en azul la tasa de cosecha correspondiente de CMSY. El panel F muestra la curva de equilibrio de Schaefer de captura/RMS en relación con B/k, con sangría en $B/k < 0.25$ para explicar el reclutamiento reducido en tamaños de stock bajos. Los puntos rojos se escalan por estimaciones de BSM y los puntos azules se escalan por estimaciones de CMSY.

La evaluación de las capturas frente al punto de referencia límite MSY, solamente presentó un año donde se sobrepasó este punto; de igual manera el tamaño del stock mostró el mismo año con un bajón importante que se confirma con el estudio de la tasa de explotación. (Figura 4-110)

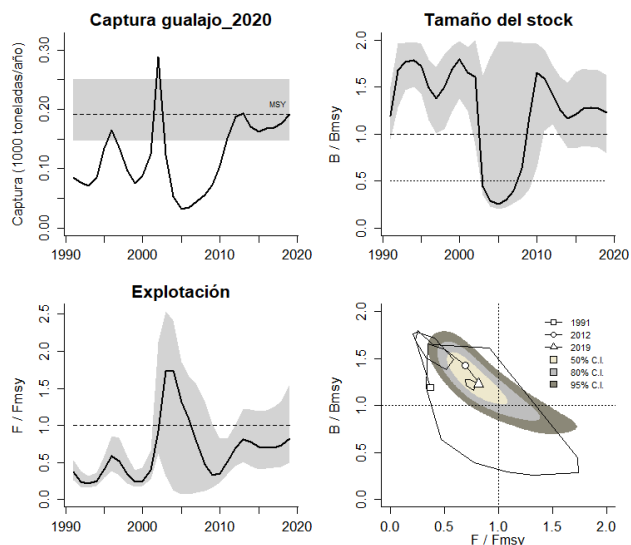


Figura 4-110. Análisis de las pesquerías del gualajo *Centropomus armatus* del Pacífico colombiano. El panel superior izquierdo muestra el comportamiento de las capturas [curva negra] y la zona gris muestra el nivel de seguridad al 95%. El panel superior derecho muestra la tasa de aprovechamiento de la biomasa frente al RMS. El panel inferior izquierdo muestra la tasa de aprovechamiento frente a al estándar donde $F = F_{msy}$ [línea punteada] y el observado [curva negra] la zona gris es el nivel de seguridad al 95%, el panel inferior derecho muestra el resumen de las tasas relativas de biomazas y las tasas relativas de esfuerzo.

El diagnostico final del estado de aprovechamiento se efectuó con el análisis de las fases de estado del grafico Kobe, en él se nota que las pesquerías han pasado por todos los estados esto es uno de máximo aprovechamiento y uno de recuperación y especialmente el regreso a la fase adecuada de estabilidad pesquera y ambiental. (Figura 4-111)

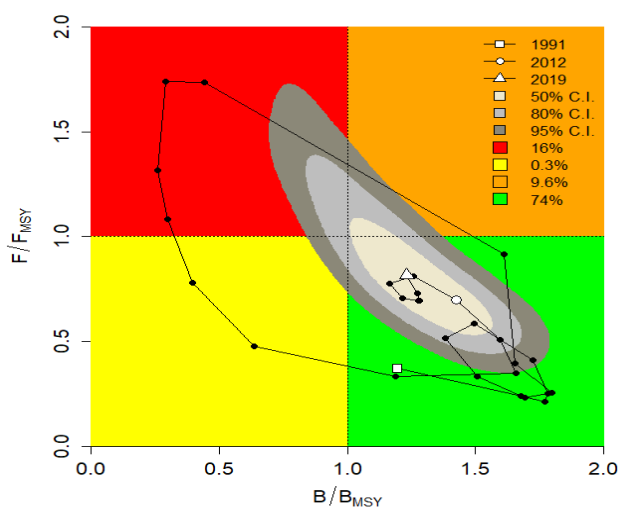


Figura 4-111. Análisis de las pesquerías del gualajo *Centropomus armatus* en la cuenca del Pacífico colombiano, utilizando el gráfico de fases de Kobe.

4.2.17.6 Conclusiones de las pesquerías del gualajo

Se encontró que existen diferencias sensibles entre el desarrollo de los modelos de longitudes LBB con el modelo de producción CMSY, que puede ser debido a los siguientes factores:

Al haber una diferencia entre el origen de los datos hizo que las diferencias se acentuaran.

- Los datos de las tallas no tienen una secuencia tan amplia como las capturas esto hace que se pierda parte de la situación del recurso.
- Existe una diferencia tangible entre la toma de información entre tallas y capturas, mientras el primero depende de los nuestros que se realicen en el lugar el segundo se puede deducir por los registros administrativos, lo que le da una diferencia en lo asertivo de los datos.
- El análisis de tallas tiene una gran dependencia de la selectividad de los artes de pesca, mientras que las capturas y la CPUE están determinados el estado integral de las pesquerías.

Por lo anterior se cree más aconsejable guiarse por los algoritmos del modelo CMSY que muestran que las pesquerías están entrando en niveles de recuperación, que no difiere demasiado con el modelo de tallas ya que el mismo también muestra una ligera recuperación.

Es un recurso en estado de aprovechamiento sostenible. A partir de las estimaciones realizadas de la tasa de explotación de 0.816, y un porcentaje de madurez sexual de 97 %, longitud óptima L_{op} la biomasa relativa de 56 cm de Lt., la mortalidad por pesca actual de 0.757 año⁻¹, y la mortalidad por pesca en rendimiento máximo sostenible 0.928 año⁻¹, se propone que el rendimiento máximo sostenible (MSY) para la especie sea un valor de $191 \pm (146 - 250)$.

4.2.18 Pesquerías del guayaibe (*Seriola peruana* Steindachner, 1881)



Foto: R. Robertson © (STRI)

Nombre en inglés: Fortune Jack.

4.2.18.1 Antecedentes del recurso guayaipe

Recurso bentopelágico tropical, se distribuye desde México hasta Ecuador que incluye las Islas Galápagos, se ha reportado una longitud máxima de 57cm de Lt., con una longitud asintótica de 59.2 cm de Lt., una talla de madurez de 32.5 cm de Lt., (FishBase consortium, 2020). Su contenido estomacal fue analizado para la zona norte Chile (Aron et al. 1992)

La especie ha sido reportada en la pesca artesanal del centro y sur del pacifico colombiano (Zambrano et al. 2018 a, b)

4.2.18.2 Análisis de los datos biológicos de las pesquerías del guayaipe

De los resultados obtenidos en una fase inicial de información que se obtuvo de la autoridad de pesca solamente se resalta una tasa de biomasa relativa alta. (Tabla 4-90)

De otra parte, las evaluaciones que se realizaron para determinar la significancia de los datos obtenidos de captura y CPEU, presentaron ajustes efectivos en los análisis de captura frente al modelos predictivo y buenas relaciones con los CPUE, que se vieron certificados por el comportamiento frete a la variación del proceso, y fueron igualmente significativos en el diagnóstico de los residuos del CPUE. (Figura 4-112).

Tabla 4-90. Relación de los parámetros estimados para el guayaipe *Seriola peruana* en la cuenca del Pacífico colombiano.

RMS (t.)	PRO (\$)	B/K	q	TM/TMC	Fuente	Modelo usado	Observaciones
47	D.N.D.	0.870	D.N.D.	D.N.D.	documento de cuotas 2019	Bayesiano, producción excedente por remuestreo	Los resultados de los análisis anteriores mostraron un sistema en condiciones optimas

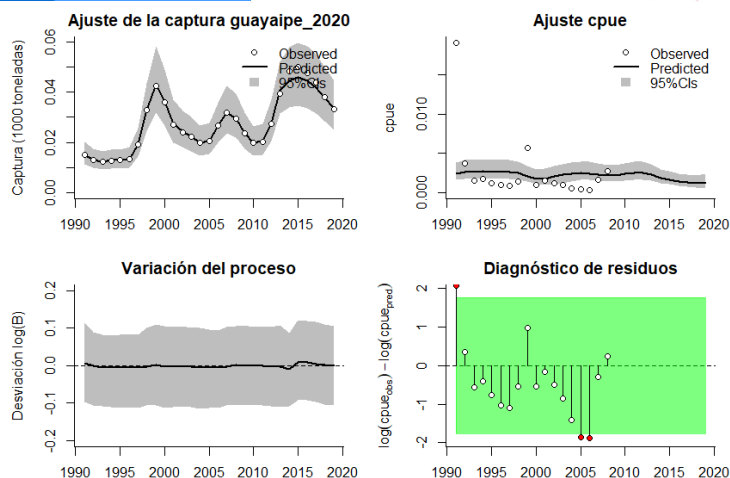


Figura 4-112. Modelación de las pesquerías. En el panel superior izquierdo muestra el comportamiento de las pesquerías para el guayaipe *Seriola peruana*, con límites de confianza aproximada ante del 95%. En el panel superior derecho se muestra el ajuste de los datos de CPUE estimados y observados con una aproximación al 95 % de seguridad [zona gris]; en el panel inferior izquierdo se muestra el comportamiento del modelo estimado con una visión del logaritmo de la biomasa, la zona gris es el nivel de seguridad al 95%, el panel inferior izquierdo es en análisis de los residuos de la evaluación del CPUE, la zona en verde muestra que hay un ajuste efectivo frente al comportamiento normal de los mismos.

La evaluación de la distribución de densidades probabilísticas de los puntos de referencia mostró que la capacidad de carga de la especie al ecosistema fue la mejor ajustada, utilizando el algoritmo CMSY, usando el índice PPVR; pero para el algoritmo BMS fue para el punto de referencia MSY; los rangos de las biomásas relativas estuvo en 1991 entre 0.6 a 1 en el año de quiebre de análisis bayesiano en 2014 estuvo entre 0.2 a 0.6 y para el último año fue entre 0.2 a 0.6 las distribuciones entre los dos sistemas presentaron variaciones apreciables especialmente para el 2014. (Figura 4-113, Figura 4-114)

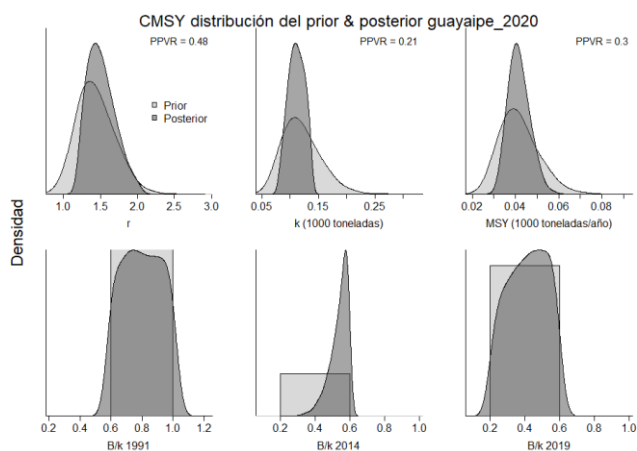


Figura 4-113. Determinación de las zonas de densidad probabilística de los análisis realizados para el guayaipe *Seriola peruana*, aplicando el modelo CMSY, pre y post de la aplicación de la teoría bayesiana. el panel superior se refiere a los ajustes en cuanto a la tasa intrínseca de crecimiento [r], la capacidad de carga del ecosistema [K], y del rendimiento máximo sostenible [MSY]. En el panel inferior está el estudio muestra los mismos análisis probabilísticos para los años iniciales el medio más bajo y el final.

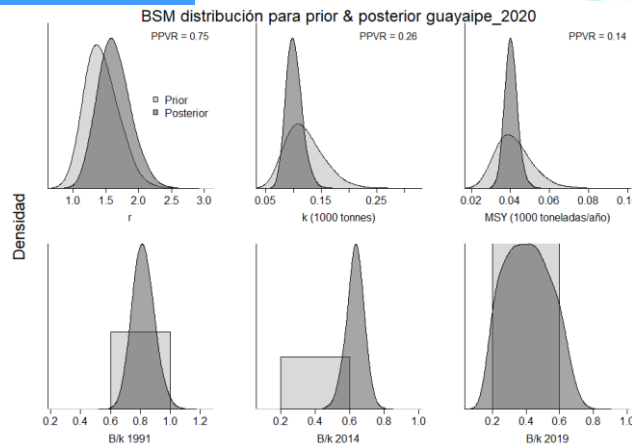


Figura 4-114. Determinación de las zonas de densidad probabilística de los análisis realizados, aplicando el modelo BSM, pre y post de la aplicación de la teoría bayesiana. el panel superior se refiere a los ajustes en cuanto a la tasa intrínseca de crecimiento [r], la capacidad de carga del ecosistema [K], y del rendimiento máximo sostenible [MSY]. En el panel inferior está el estudio muestra los mismos análisis probabilísticos para los años iniciales el medio más bajo y el final.

Las estimaciones de los diferentes parámetros especialmente r fueron para ambos algoritmos muy parecidas, así como las estimaciones de punto de referencia limite MSY y los resultados de la biomasa relativa presento un recurso como altamente explotado. (Tabla 4-91, Tabla 4-92)

Tabla 4-91. Resultados del CMSY para las pesquerías realizados para el guayaipe *Seriola peruana* de la cuenca del Pacífico colombiano.

Parámetros estimados	Valor	C.I. al 95%	
r	1.58	1.21	2.07
MSY	41.2	33.1	52.3
K	104	78.8	138
		2.2 th perc.	97.5th perc.
Biomasa relativa en el último año	0.419k	0.213	0.591
Explotación F/(r/2) en el último año	0.846	0.599	1.66

Tabla 4-92. Resultados de modelo Schaefer de tipo bayesiano [BMS] usando capturas y CPUE para las pesquerías para el guayaipe *Seriola peruana* de la cuenca del Pacífico colombiano.

Parámetros estimados		Límite inferior	Límite superior
q	0.0298	0.0198	0.0448
		95 % CI	
r	1.61	1.2	2.16
k	412	267	636
MSY	40.3	34.3	47.3
		2.5th perc.	97.5th perc.
Biomasa relativa para el último año	0.665k	0.191	0.656
Explotación F/(r/2) en el último año	1.03	0.564	3.01
r -k log correlación =		-0.838	

Finalmente, como una recomendación se administración de estas pesquerías se presentan resultados de la mortalidad por pesca que debe operar para mantener en MSY que a su vez es similar a la detectada para el último año de la serie histórica. (Tabla 4-93)

Tabla 4-93. Estimación de los puntos de referencia para la toma de decisiones en el manejo para el guayaipe *Seriola peruana* de la cuenca del Pacífico colombiano.

Parámetros	valor	95 % CI			Decisión 0.804
Fmsy	0.804	0.599	1.08	(si $B > 1/2 B_{msy}$ cuando $F_{msy} = 0.5r$)	
Fmsy	0.804	0.599	1.08	(r y Fmsy se reducen linealmente si $B < 1/2 B_{msy}$)	
MSY	40.3	34.3	47.3		
Bmsy	50.1	38.1	65.9		
		2.5th perc.	97.5th perc.		
Biomasa en el último año	40.8	19.1	65.7		
B/Bmsy en el último año	0.816	0.382	1.31		
Mortalidad por pesca en el último año =	0.819	0.509	1.75		
Explotación F/Fmsy	1.03	0.564	3.01		

La trayectoria de las capturas mostro un recurso con tendencia al crecimiento que en el estudio del tamaño del stock no muestra variaciones importantes, y que, en las tasas de explotación presento un año con una valor ligeramente superior al límite de referencia y que en el 2019 está justo en el límite, la curva de equilibrio mostró trayectorias ajustadas a los niveles de rendimiento cercano al MSY. (Figura 4-115)

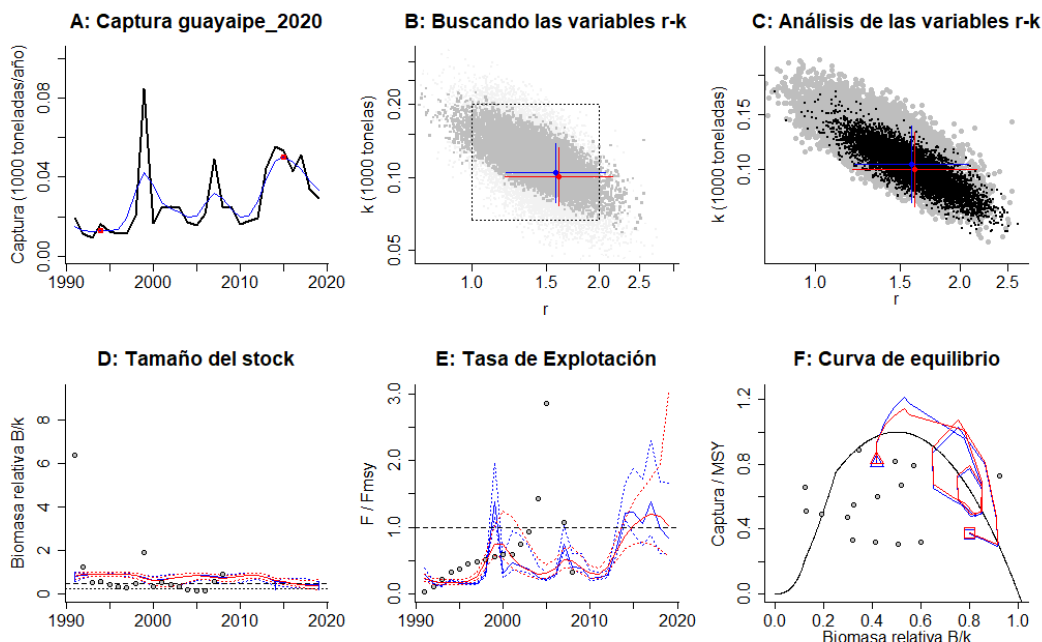


Figura 4-115. Resultados del Análisis de las pesquerías para el guayaibe *Seriola peruana* de la cuenca del Pacífico Colombiano utilizando los modelos CMSY y CSB. El panel superior izquierdo muestra en negro las series temporales de capturas y en azul el promedio móvil de tres años con indicación de la captura más alta y baja, como se usa en la estimación de la biomasa previa por las reglas predeterminadas. El panel B muestra el espacio de registro de r-k explorado y en gris oscuro los pares de r-k que el modelo CMSY encontró compatibles con las capturas y la información previa. El panel C muestra el par r-k más probable y sus límites de confianza aproximados del 95% en azul. Los puntos negros son posibles pares r-k encontrados por el modelo BMS, con una cruz roja que indica el par r-k más probable y sus límites de confianza del 95%. El panel D muestra los datos de abundancia disponibles en rojo, escalados a la estimación BSM de $B_{msy}=0.5 k$, y en azul la trayectoria de biomasa estimada por CMSY. Las líneas punteadas indican los percentiles 2.5 y 97.5. Las líneas azules verticales indican los rangos de biomasa anteriores. El panel E muestra en rojo la tasa de cosecha [captura/abundancia] escalada a la estimación $r/2$ de BSM, y en azul la tasa de cosecha correspondiente de CMSY. El panel F muestra la curva de equilibrio de Schaefer de captura/RMS en relación con B/k , con sangría en $B/k < 0.25$ para explicar el reclutamiento reducido en tamaños de stock bajos. Los puntos rojos se escalan por estimaciones de BSM y los puntos azules se escalan por estimaciones de CMSY.

Los rendimientos de las capturas fueron comparados con su punto de referencia límite, estos solo tuvieron para 1999 y 2018-2019 valores en el área de seguridad del MSY, ya en el estudio del tamaño del stock solamente en el 2019 los niveles de tasas de biomasa relativa estuvieron por debajo, lo mismo se evidencia en la tasa de explotación (F/F_{msy}) donde la respuesta de máximo rendimiento está en el 2019. (Figura 4-116)

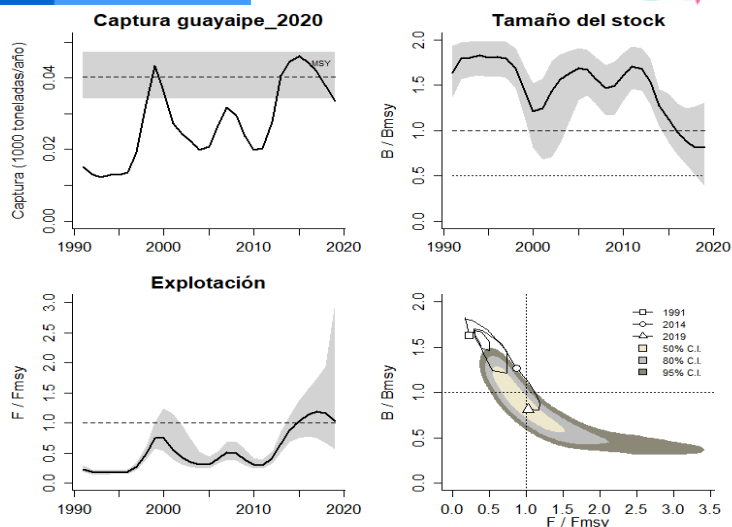


Figura 4-116. Análisis de las pesquerías para el guayaibe *Seriola peruana* del Pacífico colombiano. El panel superior izquierdo muestra el comportamiento de las capturas [curva negra] y la zona gris muestra el nivel de seguridad al 95%. El panel superior derecho muestra la tasa de aprovechamiento de la biomasa frente al RMS. El panel inferior izquierdo muestra la tasa de aprovechamiento frente a al estándar donde $F = F_{msy}$ [línea punteada] y el observado [curva negra] la zona gris es el nivel de seguridad al 95%, el panel inferior derecho muestra el resumen de las tasas relativas de biomasa y las tasas relativas de esfuerzo.

Como un resumen general del comportamiento de las pesquerías se presenta en el gráfico de fases de Kobe donde las pesquerías se han mantenido en la mayor parte del tiempo en los niveles de equilibrio entre el aprovechamiento y la estabilidad ecológica de las poblaciones; sin embargo, en los tres últimos años este nivel se ha sobrepasado, pero para el año 2019 las probabilidades de ubicarlos en la fase crítica son de 52.9%, con una probabilidad de que este el nivel óptimo de 28%. (Figura 4-117)

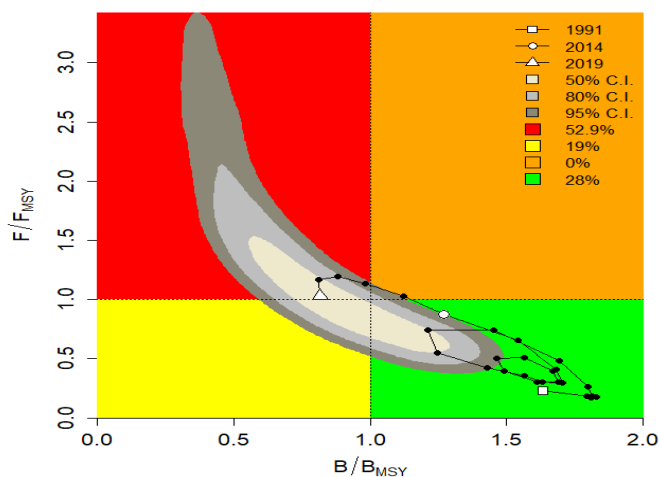


Figura 4-117. Análisis de las pesquerías para el guayaibe *Seriola peruana* en la cuenca del Pacífico colombiano, utilizando el gráfico de fases de Kobe.

4.2.18.3 Conclusiones de las pesquerías del guayaípe

Este es uno de los recursos que están en el límite de la sostenibilidad ya que los resultados de análisis los muestran en fases entre lo ideal y la sobreexplotación, debido a ello se deben tomar las medidas de administración para que los rendimientos se mantenga en niveles aceptables de aprovechamiento.

A partir de las estimaciones realizadas de la tasa de explotación de 1.03, biomasa relativa de 0.816, la mortalidad por pesca actual de 0.819 año⁻¹, y la mortalidad por pesca en rendimiento máximo sostenible 0.804 año⁻¹, se propone que el rendimiento máximo sostenible (MSY) para la especie sea un valor de 40.3 ± (34.3 - 47.3) toneladas.

4.2.19 Pesquerías de la cherna (*Mycteroperca xenarcha* Jordan, 1888)



Foto: G. Allen ©

Nombre en inglés: Broomtail grouper.

4.2.19.1 Antecedentes del recurso cherna

Es un recurso demersal de aguas salobres, se encuentra entre los 0 a los 60m de profundidad, se distribuye Oeste del Pacífico Central, desde la Bahía de San Francisco, USA hasta el Perú incluyendo las Islas Galápagos, se ha detectado una talla máxima de 150 cm Lt., igualmente se reporta una longitud asintótica de 153.3 cm de Lt., una tasa metabólica de crecimiento de 0.08 cm/año, una mortalidad natural de 0.14 año⁻¹, talla de madurez de 76.7 cm de Lt.

4.2.19.2 Análisis de los datos de dinámica de poblaciones de la cherna

En la primera fase de evaluación de datos que se había recopilado por la autoridad de pesca marcaba, por los resultados de la biomasa relativa, un recurso en buenas condiciones con un interesante nivel económico que superaba los mil millones de pesos anuales. (Tabla 4-94).

Tabla 4-94. Estimación de los principales parámetros poblacionales de *cherna Mycteroperca xenarcha* de la cuenca del Pacífico colombiano.

RMS (t.)	PRO (\$)	B/K	q	TM/TMC	Fuente	Modelo usado	Observaciones
193	1,433,022,198	0.860	0.0088	D.N.D.	documento de cuotas 2019	Bayesiano, producción excedente por remuestreo	Los resultados de los análisis anteriores mostraron un sistema en condiciones optimas

4.2.19.3 Modelos CMSY y BSM para el análisis de las pesquerías de la cherna

Con la recopilación de información de capturas y con datos de CPUE se desarrolló el sistema de evaluación de los datos observados encontrándose que las capturas estuvieron acorde con el modelo predictivo pero los datos de CPUE variaron respecto al modelo predictivo; por ello, se dibujó las variaciones de proceso de las biomásas observadas y se encontró que el ajuste fue casi perfecto, de la misma manera el diagnóstico de los residuos estuvieron dentro de lo esperado lo que solidifica la información de los CPUE observados. (Figura 4-118)

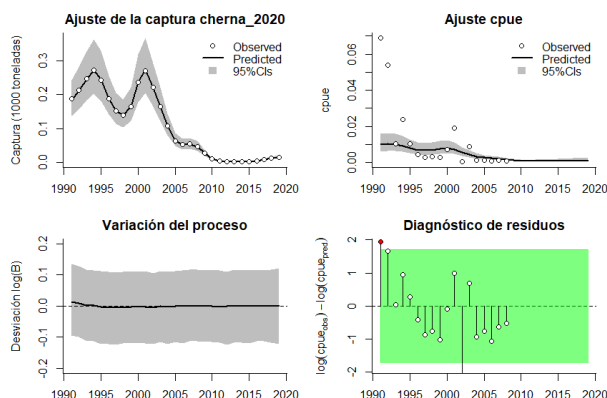


Figura 4-118. Modelación de las pesquerías. En el panel superior izquierdo muestra el comportamiento de las pesquerías de *cherna Mycteroperca xenarcha*, con límites de confianza aproximad ante del 95%. En el panel superior derecho se muestra el ajuste de los datos de CPUE estimados y observados con una aproximación al 95 % de seguridad [zona gris]; en el panel inferior izquierdo se muestra el comportamiento del modelo estimado con una visión del logaritmo de la biomasa, la zona gris es el nivel de seguridad al 95%, el panel inferior izquierdo es en análisis de los residuos de la evaluación del CPUE, la zona en verde muestra que hay un ajuste efectivo frente al comportamiento normal de los mismos.

El estudio de las densidades probabilísticas de los puntos de referencia mostró que el índice PPVR presenta como el mejor ajuste el realizado para el MSY, tano si la respuesta fue con la aplicación del algoritmo CMSY como el BSM, los rangos de las biomásas fue para 1991 entre 0.2 a 0.6, el año de quiebre de este estudio presento un rango entre 0.0 a 0.4 y para el año 2019 este mostró una situación crítica con rangos entre 0.01 a 0.1, los comportamientos prior y posterior mostró comportamientos casi idénticos independiente de método utilizado. (Figura 4-119, Figura 4-120).

Las variaciones entre las estimaciones del coeficiente r y el MSY utilizado los dos algoritmos no fue apreciable, pero si hubo diferencias entre las estimaciones entre los rangos de las biomazas relativas, ya que el valor puntual fue prácticamente el mismo, pero, la conclusión si se refiere a que el recurso está en dificultades. Es de resaltar que el valor de MSY es ligeramente superior al estimado en la primera fase del estudio. (Tabla 4-95, Tabla 4-96)

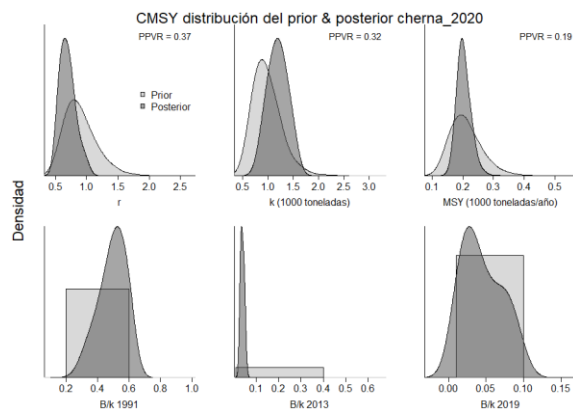


Figura 4-119. Determinación de las zonas de densidad probabilística de los análisis realizados de cherna *Mycteroperca xenarcha*, aplicando el modelo CMSY, pre y post de la aplicación de la teoría bayesiana. el panel superior se refiere a los ajustes en cuanto a la tasa intrínseca de crecimiento [r], la capacidad de carga del ecosistema [K], y del rendimiento máximo sostenible [MSY]. En el panel inferior está el estudio muestra los mismos análisis probabilísticos para los años iniciales el medio más bajo y el final.

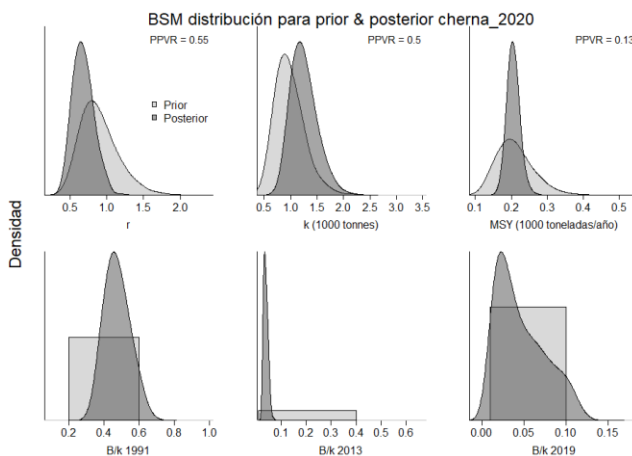


Figura 4-120. Determinación de las zonas de densidad probabilística de los análisis realizados, aplicando el modelo BSM, pre y post de la aplicación de la teoría bayesiana. el panel superior se refiere a los ajustes en cuanto a la tasa intrínseca de crecimiento [r], la capacidad de carga del ecosistema [K], y del rendimiento máximo sostenible [MSY]. En el panel inferior está el estudio muestra los mismos análisis probabilísticos para los años iniciales el medio más bajo y el final.

Tabla 4-95. Resultados del CMSY realizados en las pesquerías de cherna *Mycteroperca xenarcha* de la cuenca del Pacífico colombiano.

Parámetros estimados	Valor	C.I. al 95%	
r	0.738	0.523	1.04
MSY	201	167	251
K	1100	746	1610
		2.2 th perc.	97.5th perc.
Biomasa relativa en el último año	0.0383k	0.0113	0.396
Explotación F/(r/2) en el último año	4.6	1.89	15.6

Tabla 4-96. Resultados de modelo Schaefer de tipo bayesiano [BMS] usando capturas y CPUE para las pesquerías de cherna *Mycteroperca xenarcha* de la cuenca del Pacífico colombiano.

Parámetros estimados		Límite inferior	Límite superior
q	0.0171	0.0111	0.0262
		95 % CI	
r	0.667	0.587	1.63
k	1170	821	1670
MSY	205	172	243
		2.5th perc.	97.5th perc.
Biomasa relativa para el último año	0.0387k	0.0114	0.108
Explotación F/(r/2) en el último año	6.1	0.767	69.4
r -k log correlación =		-0.612	

Los análisis de los datos recopilados muestran que como herramientas determina que ya se ha pasado los niveles de sostenibilidad y los valores de la mortalidad por pesca han sobrepasado los niveles teóricos de 0.5B que pueden estar influyendo en el reclutamiento que sostenible el rendimiento máximo sostenible. (Tabla 4-97)

Tabla 4-97. Estimación de los puntos de referencia para la toma de decisiones en el manejo de cherna *Mycteroperca xenarcha* de la cuenca del Pacífico colombiano.

Parámetros	valor	95 % CI		Decisión
Fmsy	0.333	0.22	0.504	0.0516
Fmsy	0.0516	0.0341	0.078	
MSY	205	172	243	
Bmsy	614	417	904	
		2.5th perc.	97.5th perc.	
Biomasa en el último año	47.5	14	133	

B/Bmsy en el último año	0.0773	0.0228	0.216
Mortalidad por pesca en el último año	0.317	0.113	1.08
Explotación F/Fmsy	6.1	0.767	69.4

La revisión de la serie histórica de los datos de captura observados muestra una pesquería abundante hasta 2005, de allí en adelante los rendimientos bajaron extraordinariamente, y aunque no han descendido si se mantiene en niveles productivos muy bajos, debido ha esto el tamaño del stock mostraron registros de biomasa relativa muy bajos en los años recientes, de la misma manera las tasas de explotación, permanentemente presentaron valores muy elevados, lo que dio como resultado que la curva de equilibrio presentó una trayectoria que denota zonas de muy baja productividad. (Figura 4-121)

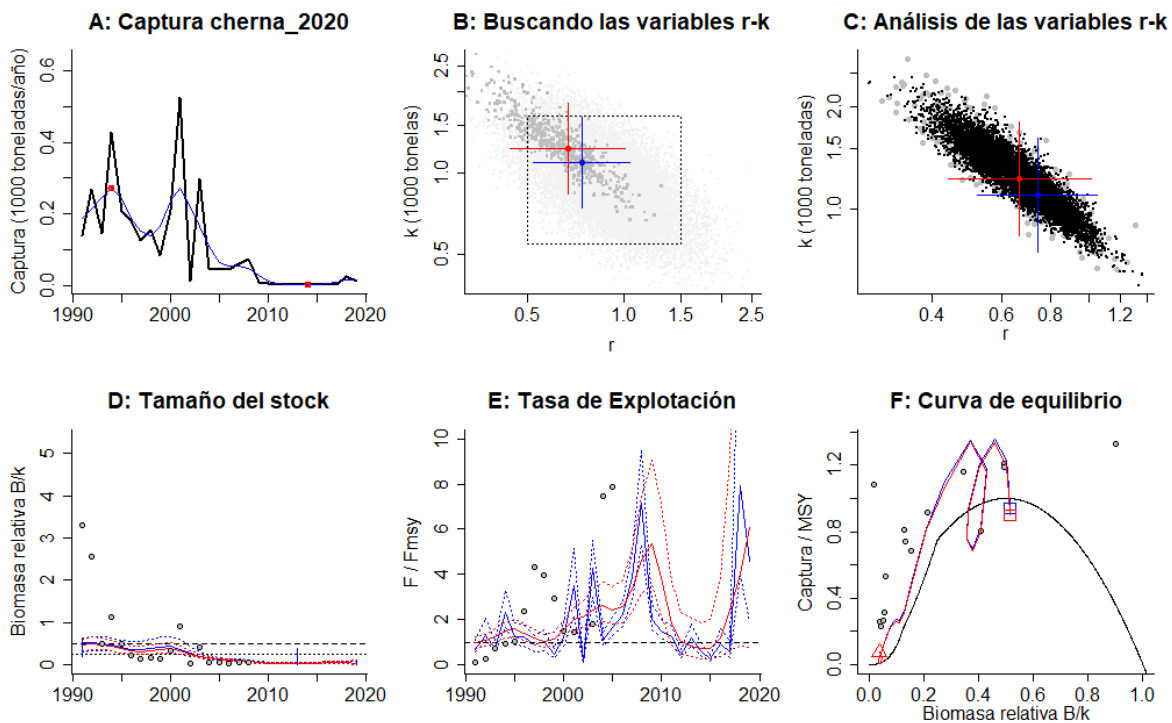


Figura 4-121. Resultados del Análisis de las pesquerías de cherna *Mycteroperca xenarcha* de la cuenca del Pacífico Colombiano utilizando los modelos CMSY y CSB. El panel superior izquierdo muestra en negro las series temporales de capturas y en azul el promedio móvil de tres años con indicación de la captura más alta y baja, como se usa en la estimación de la biomasa previa por las reglas predeterminadas. El panel B muestra el espacio de registro de r-k explorado y en gris oscuro los pares de r-k que el modelo CMSY encontró compatibles con las capturas y la información previa. El panel C muestra el par r-k más probable y sus límites de confianza aproximados del 95% en azul. Los puntos negros son posibles pares r-k encontrados por el modelo BMS, con una cruz roja que indica el par r-k más probable y sus límites de confianza del 95%. El panel D muestra los datos de abundancia disponibles en rojo, escalados a la estimación BSM de $B_{msy}=0.5 k$, y en azul la trayectoria de biomasa estimada por CMSY. Las líneas punteadas indican los percentiles 2.5 y 97.5. Las líneas azules verticales indican los rangos de biomasa anteriores. El panel E muestra en rojo la tasa de cosecha [captura/abundancia] escalada a la estimación $r/2$ de BSM, y en azul la tasa de cosecha correspondiente de CMSY. El panel F muestra la curva de equilibrio de Schaefer de captura/RMS en relación con B/k ,

con sangría en $B/k < 0.25$ para explicar el reclutamiento reducido en tamaños de stock bajos. Los puntos rojos se escalan por estimaciones de BSM y los puntos azules se escalan por estimaciones de CMSY.

La evaluación de las capturas frente al punto de referencia MSY presentó los primeros años como equilibrados entre capturas y el punto de referencia pero luego la situación se complica y los rendimientos han disminuido considerablemente, esto se vio ratificado por la evaluación del tamaño del esto frente a los límites de manejo que dio como resultado que las tasas de biomazas relativas están en crisis, lo mismo ocurre con la tasa de explotación (F/F_{msy}) que se dispara para los años más recientes. (Figura 4-122)

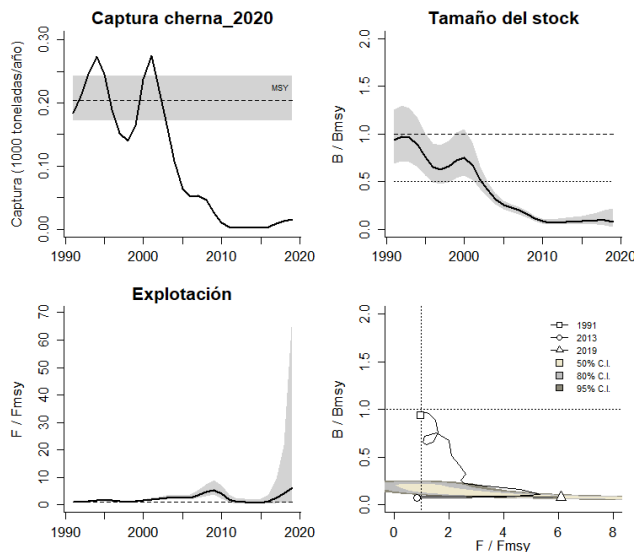


Figura 4-122. Análisis de las pesquerías de cherna *Mycteroperca xenarcha* del Pacífico colombiano. El panel superior izquierdo muestra el comportamiento de las capturas [curva negra] y la zona gris muestra el nivel de seguridad al 95%. El panel superior derecho muestra la tasa de aprovechamiento de la biomasa frente al RMS. El panel inferior izquierdo muestra la tasa de aprovechamiento frente a al estándar donde $F = F_{msy}$ [línea punteada] y el observado [curva negra] la zona gris es el nivel de seguridad al 95%, el panel inferior derecho muestra el resumen de las tasas relativas de biomazas y las tasas relativas de esfuerzo.

Uno de los mejores métodos de evaluar el estado de salud del recurso fue utilizando el gráfico de fases probabilísticas de Kobe, este mostró que las pesquerías ya empezaron en los límites de seguridad, pero luego casi todo el recorrido de la serie histórica fue negativo y para el último año la situación se ha vuelto dramática. (Figura 4-123)

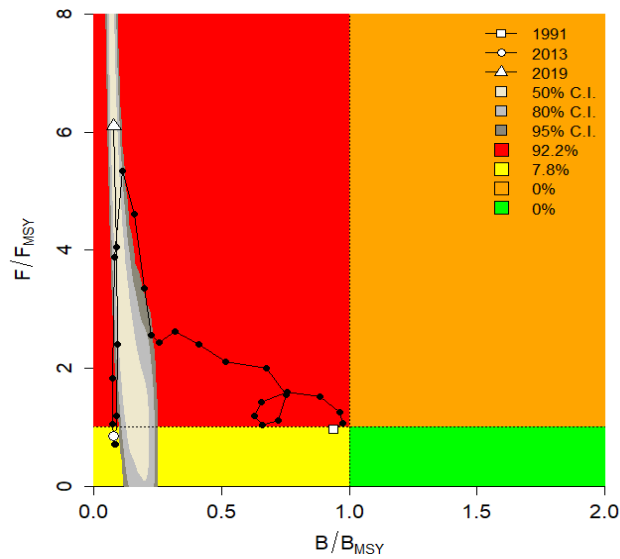


Figura 4-123. Análisis de las pesquerías de cherna *Mycteroperca xenarcha* en la cuenca del Pacífico colombiano, utilizando el gráfico de fases de Kobe.

4.2.19.4 Conclusiones de las pesquerías de la cherna

Como se ha demostrado las pesquerías de este recurso está en situación que sobrepasa todos los límites de seguridad que obliga a proponer un límite muy bajo de MSY el cual fue estimado en 167 toneladas, pero lo más recomendable es la de bajar la mortalidad por pesca inicialmente en un 10% y sostenerlo por unos cuatro años e irlo subiendo paulatinamente hasta que se logre su recuperación total.

A partir de las estimaciones realizadas de la tasa de explotación de 6.1, biomasa relativa de 0.0773, la mortalidad por pesca actual de 0.317 año⁻¹, y la mortalidad por pesca en rendimiento máximo sostenible 0.0516 año⁻¹, se propone que el rendimiento máximo sostenible (MSY) para la especie sea un valor de 205 ± (172 – 243) toneladas.

4.2.20 Pesquerías de la carduma (*Cetengraulis mysticetus* (Günther, 1867))



Foto. R Robertson © (Fishbase)

Nombre en inglés: Pacific anchoveta

4.2.20.1 Antecedentes del recurso carduma

Este recurso es de tipo marino costero, se encuentra entre los 0 a los 32 m de profundidad, se distribuye la costa sureste de Baja California, México, Golfo de California hasta el Norte del Perú; se reporta una longitud máxima de 22 cm de Lt., con una longitud asintótica de 17.4 cm de Lt., una tasa metabólica de crecimiento de 1.35 cm/año, una talla de madurez de 10.9 cm de Lt., una estimación de mortalidad natural de 2.36 año⁻¹, una tasa instantánea de mortalidad total de 1.25, que reporta una mortalidad por pesca de -1.11 años⁻¹, y por lo tanto una tasa de aprovechamiento de -0.89 que es muy alta. (Fishbase, 2020).

Los resultados de estudios poblacionales mostraron que la carduma tuvo una tasa metabólica de crecimiento de 1.99 cm/año con un rango estimado de mortalidad natural entre 1.4 a 3.4 año⁻¹, los patrones de crecimiento estimados fueron los siguientes de acuerdo con la zona geográfica: Montijo Bay Loo = 159.1 mm de Lt., K = 2.42 mm/año Golfo de Panamá Loo = 149.5 mm de Lt., K = 2.36 mm/año; Colombia 143.1mm de Lt., K = 2.0.9 Ecuador- Perú 144.8 mm de Lt., K = 1.34 mm/año. (Bayliff, 1967)

La mortalidad por pesca ha tenido varias estimaciones en los diferentes lugares, pero para Colombia se estimó, entre 1951 a 1960 un valor de Z = 2.13 años⁻¹, que fue uno de los más bajos de la evaluación. (Bayliff, 1967).

En Colombia, esta ha sido una especie que fue intensamente evaluada en los años 90 por proyectos del INPA-VECEP con diferentes cruceros de evaluación independiente de la pesquería, análisis de huevos y larvas, entre otros, Zapata et al (2011) hicieron una evaluación del estado de la pesquería en su momento, De nuevo, Zapata et al (2013) hicieron una evaluación de la pesquería de pequeños pelágicos y su respuesta a eventos pelágicos.

4.2.20.2 Análisis de los datos biológicos de las pesquerías de la carduma

Las pesquerías de la carduma fueron un sistema pesquero muy importante para la producción de harina de pescado, pero desde que se dejó de utilizar no se han tenido evaluaciones actuales, inicialmente con los modelos tradicionales de evolución que compone esta primera fase del estudio se detectó que el recurso estaba en un nivel aceptable de aprovechamiento pero que debía manejarse con cuidado. (Tabla 4-98)

Tabla 4-98. Relación de los parámetros estimados para la carduma *Cetengraulis mysticetus* en la cuenca del Pacífico colombiano.

RMS (t.)	PRO (\$)	B/K	q	TM/TMC	Fuente	Modelo usado	Observaciones
----------	----------	-----	---	--------	--------	--------------	---------------

24,303	D.N.D.	0.740	0.0005	D.N.D.	documento de cuotas 2019	Bayesiano, producción excedente por remuestreo	Los resultados de los análisis anteriores mostraron un sistema en condiciones aceptables
--------	--------	-------	--------	--------	--------------------------	--	--

4.2.20.3 Modelos CMSY y BSM para el análisis de las pesquerías de la carduma.

Con la información de series de tiempo entre 1991 hasta el 2008, se evaluó la respuesta a los modelos predictivos tanto de las capturas como de la CPUE, que aunque presentaron algunos desajustes los mismo fueron corregidos en el ajuste de las variaciones del proceso que dieron como resultado un nivel de significancia de las biomazas con relación al límite estándar de variación 0, de la misma manera el diagnóstico de los residuos de la CPUE fue aceptable lo que le da solidez a estudio que se va a realizar. (Figura 4-124)

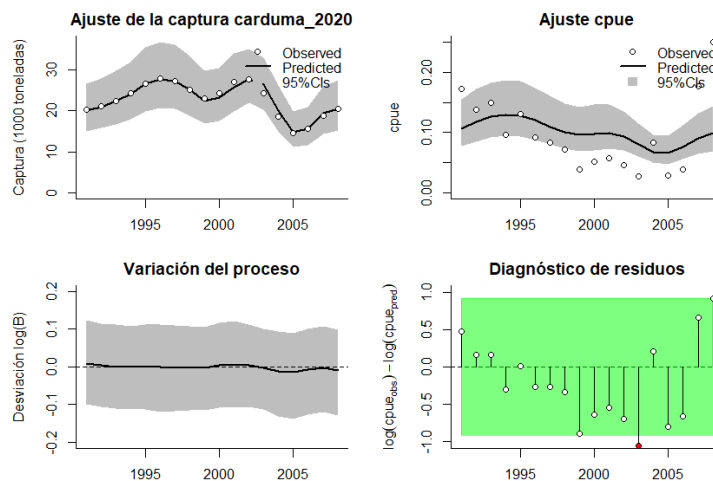


Figura 4-124. Modelación de las pesquerías. En el panel superior izquierdo muestra el comportamiento de las pesquerías para la carduma *Cetengraulis mysticetus*, con límites de confianza aproximada ante del 95%. En el panel superior derecho se muestra el ajuste de los datos de CPUE estimados y observados con una aproximación al 95 % de seguridad [zona gris]; en el panel inferior izquierdo se muestra el comportamiento del modelo estimado con una visión del logaritmo de la biomasa, la zona gris es el nivel de seguridad al 95%, el panel inferior izquierdo es en análisis de los residuos de la evaluación del CPUE, la zona en verde muestra que hay un ajuste efectivo frente al comportamiento normal de los mismos.

El estudio de las densidades probabilísticas de los puntos de referencia se encontró que, independientemente del algoritmo utilizado (CMSY y BSM) la evaluación con el índice PPVR presento un mejor ajuste para la referencia MSY; igualmente los rangos de biomasa estuvieron para 1991 entre 0.2 a 0.6, para el 2004 que es el año de quiebre del análisis estuvieron entre 0.0 y 0.4 y para el 2008 entre 0.01 y 0.4, las diferencias en el análisis prior de ambos algoritmos tuvo diferencias ya que los resultados para el BSM fueron más uniformes ya que los CMSY tiene buzamientos. (Figura 4-125, Figura 4-126)

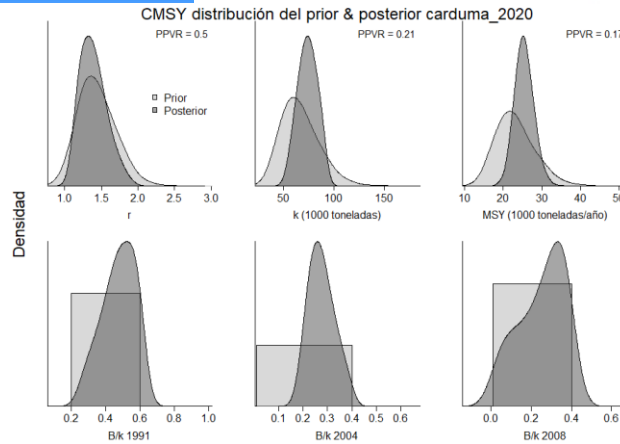


Figura 4-125. Determinación de las zonas de densidad probabilística de los análisis realizados para la carduma *Cetengraulis mysticetus*, aplicando el modelo CMSY, pre y post de la aplicación de la teoría bayesiana. el panel superior se refiere a los ajustes en cuanto a la tasa intrínseca de crecimiento [r], la capacidad de carga del ecosistema [K], y del rendimiento máximo sostenible [MSY]. En el panel inferior está el estudio muestra los mismos análisis probabilísticos para los años iniciales el medio más bajo y el final.

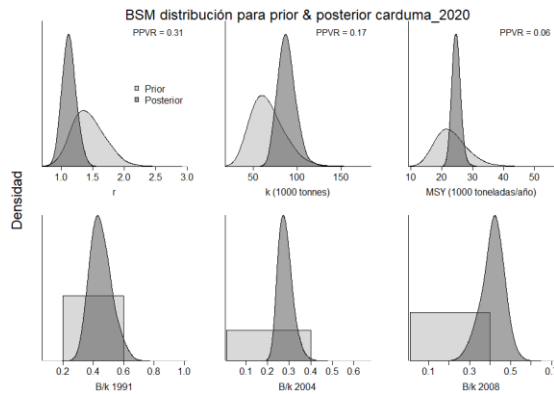


Figura 4-126. Determinación de las zonas de densidad probabilística de los análisis realizados, aplicando el modelo BSM, pre y post de la aplicación de la teoría bayesiana. el panel superior se refiere a los ajustes en cuanto a la tasa intrínseca de crecimiento [r], la capacidad de carga del ecosistema [K], y del rendimiento máximo sostenible [MSY]. En el panel inferior está el estudio muestra los mismos análisis probabilísticos para los años iniciales el medio más bajo y el final.

Teniendo en cuenta que este es un recurso de rápido crecimiento se encontró que las tasas intrínsecas de crecimiento (r) son altas que indica un recurso con altas resiliencias y los valores de rendimiento máximo sostenible (MSY) es muy similar independientemente del método utilizado; de otra parte, las estimaciones de las tasas de biomasa presentaron un recurso con niveles aceptables de aprovechamiento. (Tabla 4-99, Tabla 4-100)

Tabla 4-99. Resultados del CMSY para las pesquerías para la carduma *Cetengraulis mysticetus* de la cuenca del Pacífico colombiano.

Parámetros estimados	Valor	C.I. al 95%	
r	1.47	1.11	1.94
MSY	25300	21200	30300

K	68800	51300	92400
		2.2 th perc.	97.5th perc.
Biomasa relativa en el último año	0.0.276k	0.0236	0.395
Explotación F/(r/2) en el último año	1.53	1.07	17.8

Tabla 4-100. Resultados de modelo Schaefer de tipo bayesiano [BMS] usando capturas y CPUE para las pesquerías para la carduma *Cetengraulis mysticetus* de la cuenca del Pacífico colombiano.

Parámetros estimados		Límite inferior	Límite superior
q	0.00277	0.00205	0.00374
95 % CI			
r	1.13	0.932	1.36
k	1.13	0.932	1.36
MSY	24700	22100	27500
		2.5th perc.	97.5th perc.
Biomasa relativa para el último año	0.0387k		
Explotación F/(r/2) en el último año	0.418	0.293	0.514
r -k log correlación =	0.997	0.783	1.43

Como herramienta de administración se recomienda continuar con una mortalidad por pesca de 0.563 con un punto de referencia cercano a las 25 mil toneladas. (Tabla 4-101)

Tabla 4-101. Estimación de los puntos de referencia para la toma de decisiones en el manejo para la carduma *Cetengraulis mysticetus* de la cuenca del Pacífico colombiano.

Parámetros	valor	95 % CI		Decisión
Fmsy	0.563	0.466	0.68	(si B > 1/2 Bmsy cuando Fmsy = 0.5r)
Fmsy	0.563	0.466	0.68	(r y Fmsy se reducen linealmente si B < 1/2 Bmsy)
MSY	24700	22100	27500	
Bmsy	43900	35200	54700	
		2.5th perc.	97.5th perc.	
Biomasa en el último año	36700	25700	45100	
B/Bmsy en el último año	0.836	0.586	1.03	
Mortalidad por pesca en el último año	0.559	0.455	0.797	
Explotación F/Fmsy	0.997	0.783	1.43	

Estudiando el comportamiento de las capturas en la serie de tiempo se pudo determinar de manera general que las pesquerías de la carduma tienen un comportamiento oscilatorio sinusoidal, el tamaño del stock se ha mantenido más o menos estables, aunque presionados hacia los últimos años de recuento histórico de las biomásas relativas, la tasa de explotación ha

estado cercano a límite estándar establecido y la curva de equilibrio mostró valores cercanos al rendimiento máximo sostenible (MSY). (Figura 4-127)

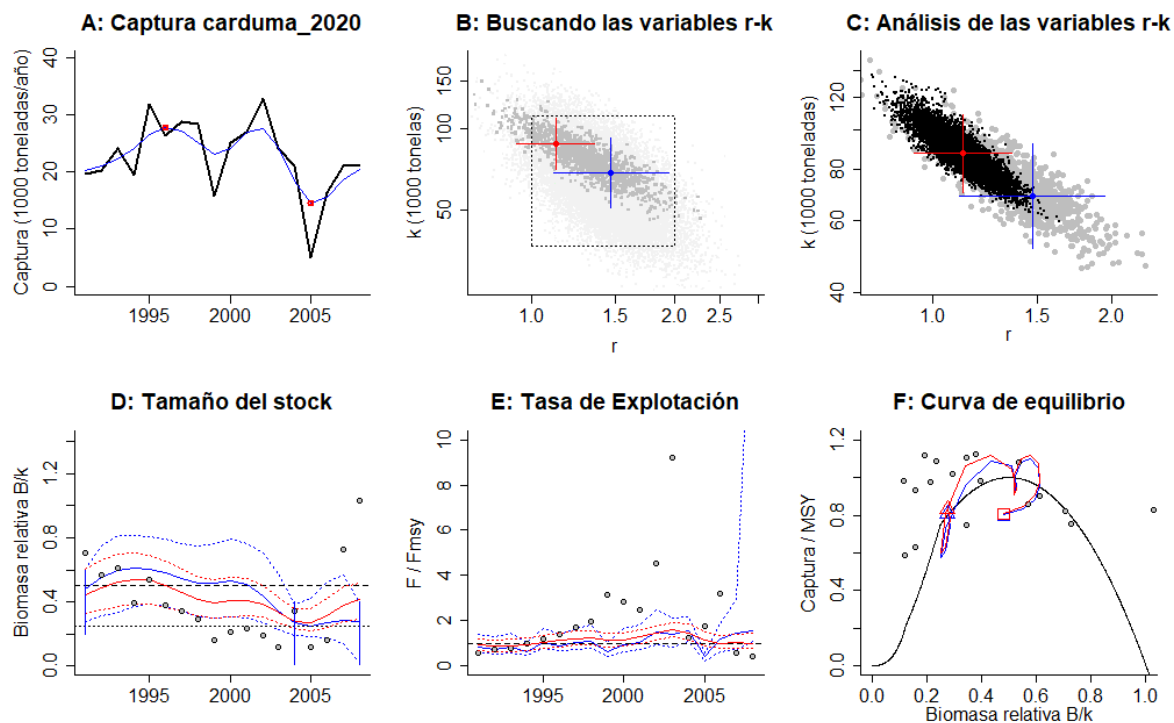


Figura 4-127. Resultados del Análisis de las pesquerías para la carduna *Cetengraulis mysticetus* de la cuenca del Pacífico Colombiano utilizando los modelos CMSY y CSB. El panel superior izquierdo muestra en negro las series temporales de capturas y en azul el promedio móvil de tres años con indicación de la captura más alta y baja, como se usa en la estimación de la biomasa previa por las reglas predeterminadas. El panel B muestra el espacio de registro de r-k explorado y en gris oscuro los pares de r-k que el modelo CMSY encontró compatibles con las capturas y la información previa. El panel C muestra el par r-k más probable y sus límites de confianza aproximados del 95% en azul. Los puntos negros son posibles pares r-k encontrados por el modelo BMS, con una cruz roja que indica el par r-k más probable y sus límites de confianza del 95%. El panel D muestra los datos de abundancia disponibles en rojo, escalados a la estimación BSM de $B_{msy}=0.5 k$, y en azul la trayectoria de biomasa estimada por CMSY. Las líneas punteadas indican los percentiles 2.5 y 97.5. Las líneas azules verticales indican los rangos de biomasa anteriores. El panel E muestra en rojo la tasa de cosecha [captura/abundancia] escalada a la estimación $r/2$ de BSM, y en azul la tasa de cosecha correspondiente de CMSY. El panel F muestra la curva de equilibrio de Schaefer de captura/RMS en relación con B/k , con sangría en $B/k < 0.25$ para explicar el reclutamiento reducido en tamaños de stock bajos. Los puntos rojos se escalan por estimaciones de BSM y los puntos azules se escalan por estimaciones de CMSY.

Se determinó el comportamiento de las capturas frente al punto de referencia (MSY) y se encontró que casi siempre estuvo muy cercano a éste excepto para los últimos años, de la misma manera el tamaño del stock mostró un comportamiento uniforme, pero en los últimos años y en especial para 2005 las pesquerías no tuvieron su mejor desempeño, por lo tanto, la tasa de explotación (F/F_{msy}) correspondieron al análisis anterior con un año alto en 2005. (Figura 4-128)

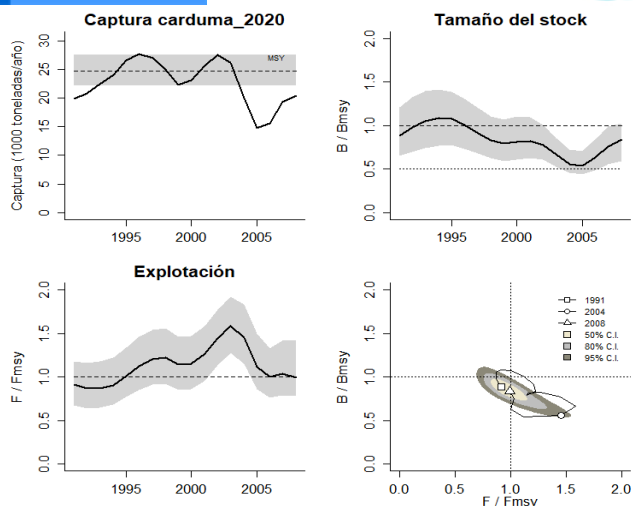


Figura 4-128. Análisis de las pesquerías para la cardama *Cetengraulis mysticetus* del Pacífico colombiano. El panel superior izquierdo muestra el comportamiento de las capturas [curva negra] y la zona gris muestra el nivel de seguridad al 95%. El panel superior derecho muestra la tasa de aprovechamiento de la biomasa frente al RMS. El panel inferior izquierdo muestra la tasa de aprovechamiento frente a al estándar donde $F = F_{msy}$ [línea punteada] y el observado [curva negra] la zona gris es el nivel de seguridad al 95%, el panel inferior derecho muestra el resumen de las tasas relativas de biomasa y las tasas relativas de esfuerzo.

Empleando la tecnología de probabilidades consignada en el gráfico de fases de Kobe, se encontró una pesquería de la cardama que casi cerró un círculo en su historia de la producción, esto es comenzó en fase de recuperación paso a un nivel óptimo estuvo en la fase crítica y se estuvo recuperando hasta el último año en el cual la probabilidad de esta en fase crítica es del 49.2%, que este en recuperación del 46.2% y en la zona óptima de 4.6%. (Figura 4-129)

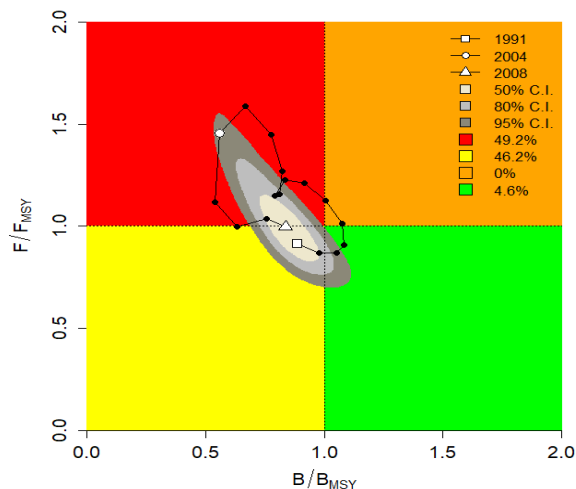


Figura 4-129. Análisis de las pesquerías para la cardama *Cetengraulis mysticetus* en la cuenca del Pacífico colombiano, utilizando el gráfico de fases de Kobe.

4.2.20.4 Conclusiones de las pesquerías de la carduma

Si bien este recurso lleva mucho tiempo si ser aprovechado y que podría constituirse en una alternativa de producción para la pesca en Colombia, no hay que olvidar que este stock por lo menos es compartido con Panamá y con el Ecuador, y que además los análisis efectuados aquí no presentaron un recurso boyante; por ahora se puede recomendar una MSY de 24 o 25 mil toneladas, con la clara idea de que si la pesquería se retoma se deben efectuar estudios de seguimiento.

A partir de las estimaciones realizadas de la tasa de explotación de 0.997, biomasa relativa de 0.836, la mortalidad por pesca actual de 0.559 año⁻¹, y la mortalidad por pesca en rendimiento máximo sostenible 0.563 año⁻¹, se propone que el rendimiento máximo sostenible (MSY) para la especie sea un valor de 24700 ± (22100 - 27500) toneladas.

4.2.21 Pesquerías de la botellona (*Menticirrhus panamensis* (Steindachner, 1876))



Foto: R. Robertson © (Fishbase)

Nombre en inglés: Panama kingcroaker.

4.2.21.1 Antecedentes del recurso botellona

Recurso bentopelágico tropical, se distribuye desde Baja California, hasta México y el Golfo de California, con una longitud máxima de 75 cm de Lt., con una longitud asintótica de 77.5 cm de Lt., talla de madurez de 41.5 cm de Lt., una tasa metabólica de crecimiento de 0.24 cm/año, mortalidad por pesca de 0.45 año⁻¹, con una tasa instantánea de mortalidad total de -11.4 año⁻¹, mortalidad por pesca de -11.85 año⁻¹, que produjo una tasa de explotación muy alta de -1.04. (Fishbase, 2020).

En el pacífico colombiano, se ha reportado como parte de los recursos de la pesca artesanal de la zona centro y sur (Zambrano et al. 2018 a, b).

4.2.21.2 Análisis de los datos de dinámica de poblaciones de la botellona

No son muchos la información recopilada para esta especie, pero con los datos que posee la autoridad pesquera y en esta primera fase de la investigación se pudo establecer que el recurso ha estado muy presionado. (Tabla 4-102)

Tabla 4-102. Estimación de los principales parámetros poblacionales de la botellona *Menticirrhus panamensis* de la cuenca del Pacífico colombiano.

RMS (t.)	PRO (\$)	B/K	q	TM/TMC	Fuente	Modelo usado	Observaciones
37	D.N.D.	0.400	D.N.D.	D.N.D.	documento de cuotas 2019	Bayesiano, producción excedente por remuestreo	Los resultados de los análisis anteriores mostraron un sistema en condiciones críticas

4.2.21.3 Modelos CMSY y BSM para el análisis de las pesquerías de la botellona

La primera evaluación realizada con este recurso fue la de determinar su comportamiento de las capturas y CPUE frente a sus modelos predictivos, se encontró que el comportamiento se ajustó bastante con algunas variaciones en el CPUE, por lo tanto, la variación del proceso y el diagnóstico de los residuos afirmaron la seguridad de los análisis. (Figura 4-130)

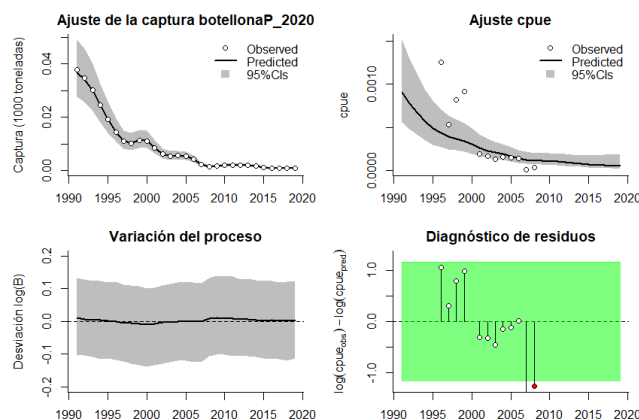


Figura 4-130. Modelación de las pesquerías. En el panel superior izquierdo muestra el comportamiento de las pesquerías de la botellona *Menticirrhus panamensis*, con límites de confianza aproximada del 95%. En el panel superior derecho se muestra el ajuste de los datos de CPUE estimados y observados con una aproximación al 95% de seguridad [zona gris]; en el panel inferior izquierdo se muestra el comportamiento del modelo estimado con una visión del logaritmo de la biomasa, la zona gris es el nivel de seguridad al 95%, el panel inferior izquierdo es en análisis de los residuos de la evaluación del CPUE, la zona en verde muestra que hay un ajuste efectivo frente al comportamiento normal de los mismos.

La evaluación de las densidades de probabilidades de los puntos de referencia evaluadas con indicador PPVR mostraron que para el algoritmo CMSY el mejor ajuste fue para el coeficiente r mientras que para el algoritmo BSM se dio para la MSY , las densidades de distribución probabilística de las biomazas relativas mostró para 1991 un rango entre 0.2 a 0.6, el año de quiebre para 2015 el rango fue de 0.0 a 0.4 y para el 2019 este rango se reportó entre 0.001

a 0.1, per se muy ajustado a la capacidad de producción; en si las distribuciones posterior tuvieron comportamientos diferenciales para los dos algoritmos. (Figura 4-131, Figura 4-132)

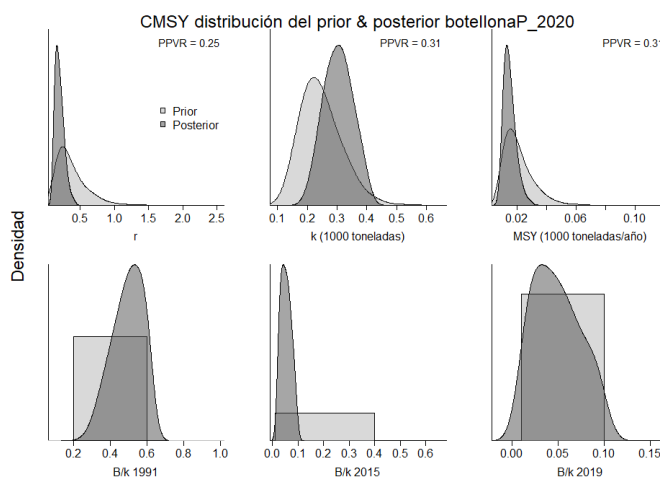


Figura 4-131. Determinación de las zonas de densidad probabilística de los análisis realizados de la botellona *Menticirrhus panamensis*, aplicando el modelo CSMY, pre y post de la aplicación de la teoría bayesiana. el panel superior se refiere a los ajustes en cuanto a la tasa intrínseca de crecimiento [r], la capacidad de carga del ecosistema [K], y del rendimiento máximo sostenible [MSY]. En el panel inferior está el estudio muestra los mismos análisis probabilísticos para los años iniciales el medio más bajo y el final.

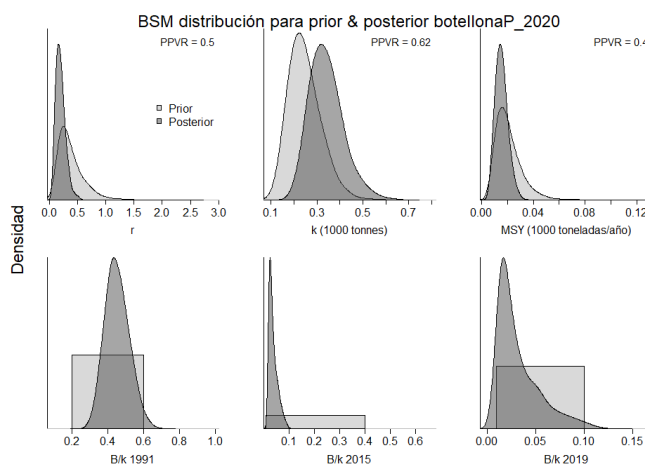


Figura 4-132. Determinación de las zonas de densidad probabilística de los análisis realizados, aplicando el modelo BSM, pre y post de la aplicación de la teoría bayesiana. el panel superior se refiere a los ajustes en cuanto a la tasa intrínseca de crecimiento [r], la capacidad de carga del ecosistema [K], y del rendimiento máximo sostenible [MSY]. En el panel inferior está el estudio muestra los mismos análisis probabilísticos para los años iniciales el medio más bajo y el final.

Para las estimaciones de los valores puntuales de las pesquerías de este recurso se encontró diferencias en las estimaciones CSMY y BMS del punto de referencia de coeficiente r, pero el cálculo de MSY fue igual, y aunque existieron algunas diferencias para el cálculo de la biomasa relativa ambos resultados muestran que el recurso está siendo fuertemente aprovechando y que ya se encuentra en serios problemas para su sostenibilidad. (Tabla 4-103, Tabla 4-104)

Tabla 4-103. Resultados del CMSY para las pesquerías de la botellona *Menticirrhus panamensis* de la cuenca del Pacífico colombiano.

Parámetros estimados	Valor	C.I. al 95%	
r	0.23	0.115	0.434
MSY	14.1	9.24	24.7
K	280	194	405
		2.2 th perc.	97.5th perc.
Biomasa relativa en el último año	0.0459k	0.0119	0.0961
Explotación F/(r/2) en el último año	4.94	2.36	19

Como una medida de administración se calculó la mortalidad por pesca en rendimiento máximo sostenible, este cálculo demostró que las pesquerías están por debajo de $\frac{1}{4}$ de B por lo tanto la estimada es de 0.00848, que es muy baja y peligrosa aunque la mortalidad por pesca calculada para el último año es mucho más alta, pero la consecuencia del estado de salud se midió con la tasa de explotación del 2019 que está demasiado alta y que implica que especialmente en el 2019 el esfuerzo de pesca ha ejercido una muy alta presión. (Tabla 4-105)

Tabla 4-104. Resultados de modelo Schaefer de tipo bayesiano [BMS] usando capturas y CPUE para las pesquerías de la botellona *Menticirrhus panamensis* de la cuenca del Pacífico colombiano.

Parámetros estimados		Límite inferior	Límite superior
q	0.00612	0.00367	0.0102
		95 % CI	
r	0.176	0.072	0.431
k	333	219	507
MSY	14.7	7.76	27
		2.5th perc.	97.5th perc.
Biomasa relativa para el último año	0.0387k	0.0112	0.0927
Explotación F/(r/2) en el último año	14.2	0.768	86
r -k log correlación =		-0.761	

Tabla 4-105. Estimación de los puntos de referencia para la toma de decisiones en el manejo de la botellona *Menticirrhus panamensis* de la cuenca del Pacífico colombiano.

Parámetros	valor	95 % CI		Decisión
Fmsy	0.0881	0.036	0.216	(si B > 1/2 Bmsy cuando Fmsy = 0.5r)
Fmsy	0.00848	0.00347	0.028	(r y Fmsy se reducen)



				linealmente si $B < 1/2 B_{msy}$)
MSY	14.7	7.76	27	
B _{msy}	167	109	254	
		2.5th perc.	97.5th perc.	
Biomasa en el último año	8.02	3.74	30.9	
B/B _{msy} en el último año	0.0481	0.0224	0.185	
Mortalidad por pesca en el último año	0.667	0.505	1.43	
Explotación F/F _{msy}	14.2	0.768	86	

La más clara demostración de la situación del recurso es cuando realizamos el seguimiento a sus capturas que, siempre han estado en franca decadencia, con base en esto el estudio de las biomazas relativas para determinar el tamaño del stock mostraron la dificultad en el estado de la botellona, esto se ve ratificado en la tasa de explotación donde, prácticamente no hay un solo año que sea tranquilizador, por ejemplo la construcción de la curva de equilibrio casi todos los valores y la trayectoria de las pesquerías están concentradas en los valores más bajos de sus biomazas. (Figura 4-133)

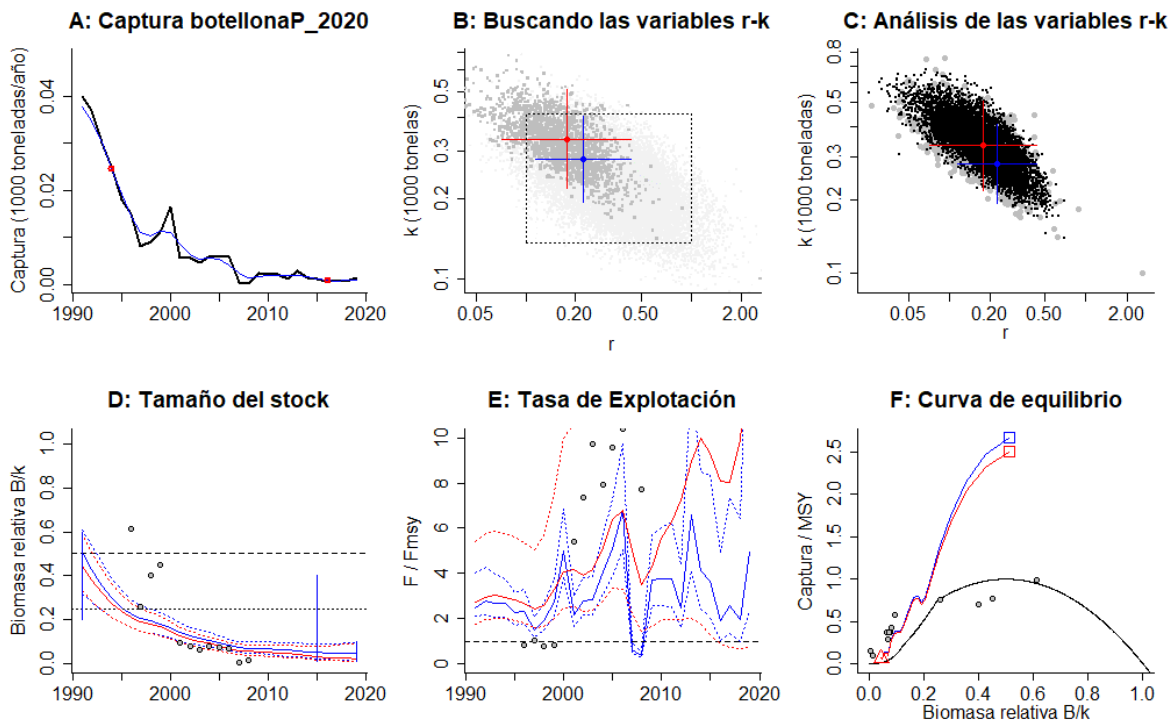


Figura 4-133. Resultados del Análisis de las pesquerías de la botellona *Menticirrhus panamensis* de la cuenca del Pacífico Colombiano utilizando los modelos CMSY y CSB. El panel superior izquierdo muestra en negro las series temporales de capturas y en azul el promedio móvil de tres años con indicación de la captura más alta y baja, como se usa en la estimación de la biomasa previa por las reglas predeterminadas. El panel B muestra el espacio de registro

de r-k explorado y en gris oscuro los pares de r-k que el modelo CMSY encontró compatibles con las capturas y la información previa. El panel C muestra el par r-k más probable y sus límites de confianza aproximados del 95% en azul. Los puntos negros son posibles pares r-k encontrados por el modelo BMS, con una cruz roja que indica el par r-k más probable y sus límites de confianza del 95%. El panel D muestra los datos de abundancia disponibles en rojo, escalados a la estimación BSM de $B_{msy}=0.5 k$, y en azul la trayectoria de biomasa estimada por CMSY. Las líneas punteadas indican los percentiles 2.5 y 97.5. Las líneas azules verticales indican los rangos de biomasa anteriores. El panel E muestra en rojo la tasa de cosecha [captura/abundancia] escalada a la estimación $r/2$ de BSM, y en azul la tasa de cosecha correspondiente de CMSY. El panel F muestra la curva de equilibrio de Schaefer de captura/RMS en relación con B/k , con sangría en $B/k < 0.25$ para explicar el reclutamiento reducido en tamaños de stock bajos. Los puntos rojos se escalan por estimaciones de BSM y los puntos azules se escalan por estimaciones de CMSY.

Como un complemento de los análisis anteriores se midió el recorrido histórico de las capturas frente a punto de referencia MSY donde se denotó el fuerte agotamiento del recurso, así el tamaño de stock muestra una condición alarmante, y la tasa de explotación (F/F_{msy}) estuvo, desde un principio en dificultades especialmente después de 2005 hasta el 2019. (Figura 4-134).

Todo lo anterior se resume en la gráfica de fases probabilísticas de Kobe, en la que encontramos que desde el inicio de las pesquerías el recurso está en dificultades y que casi desde el 2000 la situación se ha visto muy comprometida con la estabilidad en sus poblaciones. (Figura 4-135)

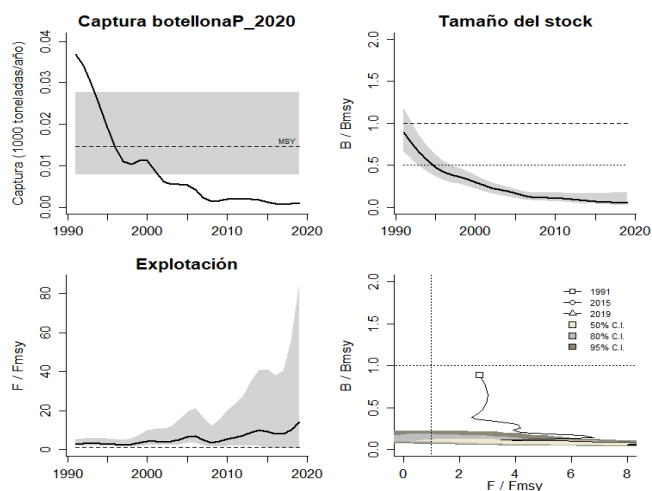


Figura 4-134. Análisis de las pesquerías de la botellona *Menticirrhus panamensis* del Pacífico colombiano. El panel superior izquierdo muestra el comportamiento de las capturas [curva negra] y la zona gris muestra el nivel de seguridad al 95%. El panel superior derecho muestra la tasa de aprovechamiento de la biomasa frente al RMS. El panel inferior izquierdo muestra la tasa de aprovechamiento frente a al estándar donde $F = F_{msy}$ [línea punteada] y el observado [curva negra] la zona gris es el nivel de seguridad al 95%, el panel inferior derecho muestra el resumen de las tasas relativas de biomasa y las tasas relativas de esfuerzo.

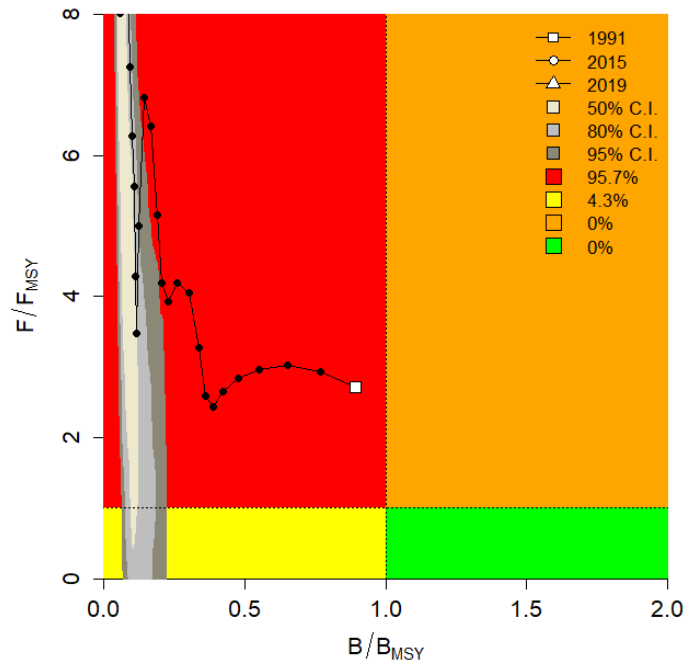


Figura 4-135. Análisis de las pesquerías de la botellona *Menticirrhus panamensis* en la cuenca del Pacífico colombiano, utilizando el gráfico de fases de Kobe.

4.2.21.4 Conclusiones de las pesquerías de la botellona

Las respuestas de los análisis realizados muestran un recuso en clara sobrepesca, lo que obliga a extremar las medidas de conservación de la pesca y que sus rendimientos anuales a partir de las estimaciones realizadas de la tasa de explotación de 14.2, biomasa relativa de 0.0481, la mortalidad por pesca actual de 0.667 año⁻¹, y la mortalidad por pesca en rendimiento máximo sostenible 0.00848 año⁻¹, se propone que el rendimiento máximo sostenible (MSY) para la especie sea un valor de $14.7 \pm (7.76 - 27)$ toneladas.

4.3 Tiburones

Los sistemas de toma de información y monitoreo, hasta 2012, no habían tomado datos de especies de tiburones, por lo que los análisis de este grupo de especies se habían realizado como un solo conjunto de datos en la categoría “tiburones” y que no se tenía una serie sólida para completar los requisitos necesarios de efectuar el desarrollo de los modelos propuestos a nivel de especies.

Teniendo como base la información recopilada entre el 2012 y el 2019 se reconstruyeron las capturas retrospectivamente (hacia atrás en el tiempo) utilizando remuestreo y proporción porcentual de las capturas, lo que permito disponer de una serie amplia de datos.

Por lo anterior y teniendo como base que se han desarrollado nuevos modelos pesqueros, entraremos directamente a evaluarlos con la nueva propuesta de desarrollo.

De manera general, los tiburones analizados son de hábitos pelágicos que se pueden encontrar en áreas cercanas a la costa, pero también en aguas costa afuera del pacifico colombiano, Solo el tiburón del género *Mustelus* tiende a ser un tiburón de hábitos demersales de zonas costeras sobre la plataforma continental. Son en general peces de crecimiento lento con reproducción de pocas crías, alcanzando tallas que pueden ser comerciales cuando no han logrado la madurez sexual, lo que las hace fácilmente vulnerables a la presión por pesca. Son por lo general capturados por las pesquerías industriales y artesanales, como parte de las capturas incidentales.

4.3.1 Tiburón zorro (*Alopias pelagicus*, Nakamura, 1935).



Foto: FishIDER.org © (<https://fishider.org/en/guide/elasmobranchii/alopiidae/alopias-pelagicus>)

Nombre en inglés: Pelagic Thresher.

4.3.1.1 Modelos CMSY y BSM para el análisis de las pesquerías del tiburón zorro.

Los resultados sobre el comportamiento de los datos tanto de capturas como de CPUE mostraron un ajuste en los datos de captura al modelo predictivo, pero con algunas variaciones al de CPOA, por lo que el ajuste de la variación del proceso y el análisis de residuos de CPUE permitieron determinar que la información presente un nivel de significancia que dio seguridad a los análisis se efectuaron. (Figura 4-136).

De otra parte, los análisis de las densidades probabilísticas de los prior y posterior del modelo mostró que el mejor ajuste, utilizando el indicador PPVR, se presentó para el punto de referencia MSY, aunque las diferencias con el coeficiente r fueron muy sutiles. Los rangos de biomazas relativas estuvieron para 1991 entre 0.6 a 1, luego en el año de quiebre el rango fue 0.0 a 0.4, y para el 2019 fue de 0.01 a 0.3, las distribuciones de los análisis posterior utilizando los algoritmos CMSY y BMS fueron más uniformes para este último que con el primero. (Figura 4-137).

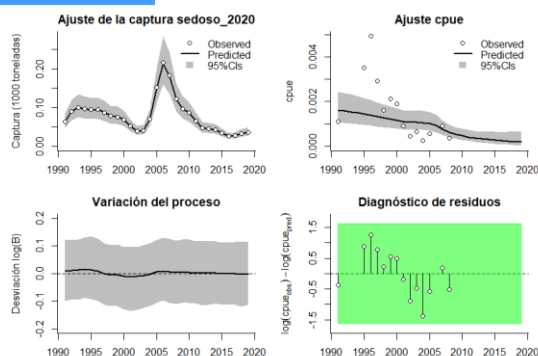


Figura 4-136. Modelación de las pesquerías. En el panel superior izquierdo muestra el comportamiento de las pesquerías para el tiburón zorro *Alopias pelagicus*, con límites de confianza aproximad ante del 95%. En el panel superior derecho se muestra el ajuste de los datos de CPUE estimados y observados con una aproximación al 95 % de seguridad [zona gris]; en el panel inferior izquierdo se muestra el comportamiento del modelo estimado con una visión del logaritmo de la biomasa, la zona gris es el nivel de seguridad al 95%, el panel inferior izquierdo es en análisis de los residuos de la evaluación del CPUE, la zona en verde muestra que hay un ajuste efectivo frente al comportamiento normal de los mismos.

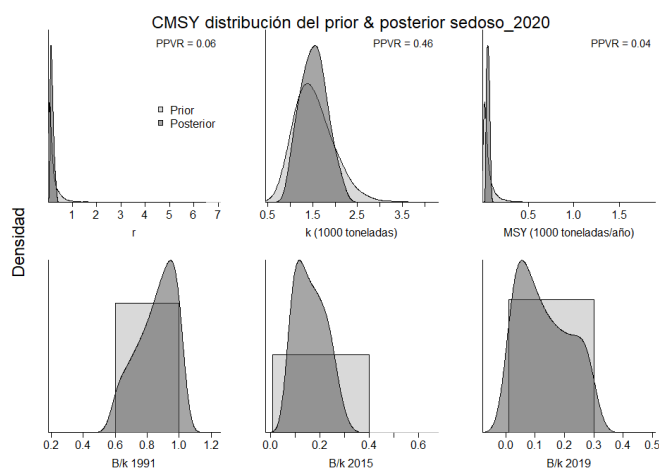


Figura 4-137. Determinación de las zonas de densidad probabilística de los análisis realizados para el tiburón zorro *Alopias pelagicus*, aplicando el modelo CMSY, pre y post de la aplicación de la teoría bayesiana. el panel superior se refiere a los ajustes en cuanto a la tasa intrínseca de crecimiento [r], la capacidad de carga d l ecosistema [K], y del rendimiento máximo sostenible [MSY]. En el panel inferior está el estudio muestra los mismos análisis probabilísticos para los años iniciales el medio más bajo y el final.

Los resultados puntuales para el algoritmo CMSY en comparación con el BMS muestran diferencias claras entre las estimaciones del coeficiente r como el punto de referencia MSY , siendo los más restrictivos los del BMS, por lo que el punto de referencia se puede medir con el segundo sistema; en especial teniendo en cuenta que los resultados de las biomazas relativas presentaron un recurso en un muy alto de aprovechamiento. (Tabla 4-106, Tabla 4-107).

Con las estimaciones de los parámetros poblacionales se encontró que con una mortalidad por pesca en el punto de referencia MSY tan bajo lo que parece implicar una difícil situación de las

poblaciones de este recurso que implican continuar con las medidas de manejo y administración del recurso que hasta el presente se han tomado. (

Tabla 4-108)

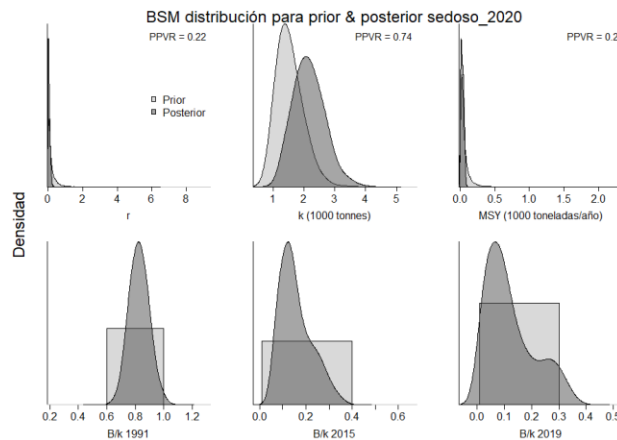


Figura 4-138. Determinación de las zonas de densidad probabilística de los análisis realizados, para el tiburón zorro *Alopias pelagicus* aplicando el modelo BSM, pre y post de la aplicación de la teoría bayesiana. el panel superior se refiere a los ajustes en cuanto a la tasa intrínseca de crecimiento [r], la capacidad de carga del ecosistema [K], y del rendimiento máximo sostenible [MSY]. En el panel inferior está el estudio muestra los mismos análisis probabilísticos para los años iniciales el medio más bajo y el final.

Tabla 4-106. Resultados del CMSY para las pesquerías del el tiburón zorro *Alopias pelagicus* de la cuenca del Pacífico colombiano.

Parámetros estimados	Valor	C.I. al 95%	
R	0.169	0.075	0.382
MSY	58.4	34.4	89.4
K	1450	925	2260
		2.2 th perc.	97.5th perc.
Biomasa relativa en el último año	0.111k	0.014	0.292
Explotación $F/(r/2)$ en el último año	5.68	2.28	47.2

Tabla 4-107. Resultados de modelo Schaefer de tipo bayesiano [BMS] usando capturas y CPUE para las pesquerías tiburón zorro *Alopias pelagicus* de la cuenca del Pacífico colombiano.

Parámetros estimados		Límite inferior	Límite superior
q	0.000927	0.000536	0.0016
		95 % CI	
r	0.0462	0.0062	0.345
k	2110	1310	3380
MSY	24.3	4.67	127
		2.5th perc.	97.5th perc.
Biomasa relativa para el último año	0.095k	0.0135	0.321
Explotación $F/(r/2)$ en el último año	20.6	0.954	1955
r -k log correlación =		-0.808	

Tabla 4-108. Estimación de los puntos de referencia para la toma de decisiones en el manejo de tiburón zorro *Alopias pelagicus* de la cuenca del Pacífico colombiano.

Parámetros	valor	95 % CI		Decisión
Fmsy	0.0231	0.0031	0.172	(si $B > 1/2 B_{msy}$ cuando $F_{msy} = 0.5r$)
Fmsy	0.00885	0.00119	0.066	(r y Fmsy se reducen linealmente si $B < 1/2 B_{msy}$)
MSY	24.3	4.67	127	
Bmsy	1050	657	1690	
		2.5th perc.	97.5th perc.	
Biomasa en el último año	201	28.5	676	
B/Bmsy en el último año	0.191	0.027	0.643	
Mortalidad por pesca en el último año	0.18	0.0535	1.27	
Explotación F/Fmsy	20.6	0.954	1955	

Con los resultados de las estimaciones del tamaño del stock se nota que las biomazas relativas han estado disminuyendo progresivamente, esto se ve claramente ratificado por el aumento de la tasa de explotación (F/Fmsy) que en los últimos años se ha disparado, todo esto se consignó en la construcción de la curva de equilibrio donde todos los valores estimados están por encima del punto de referencia. (Figura 4-139)

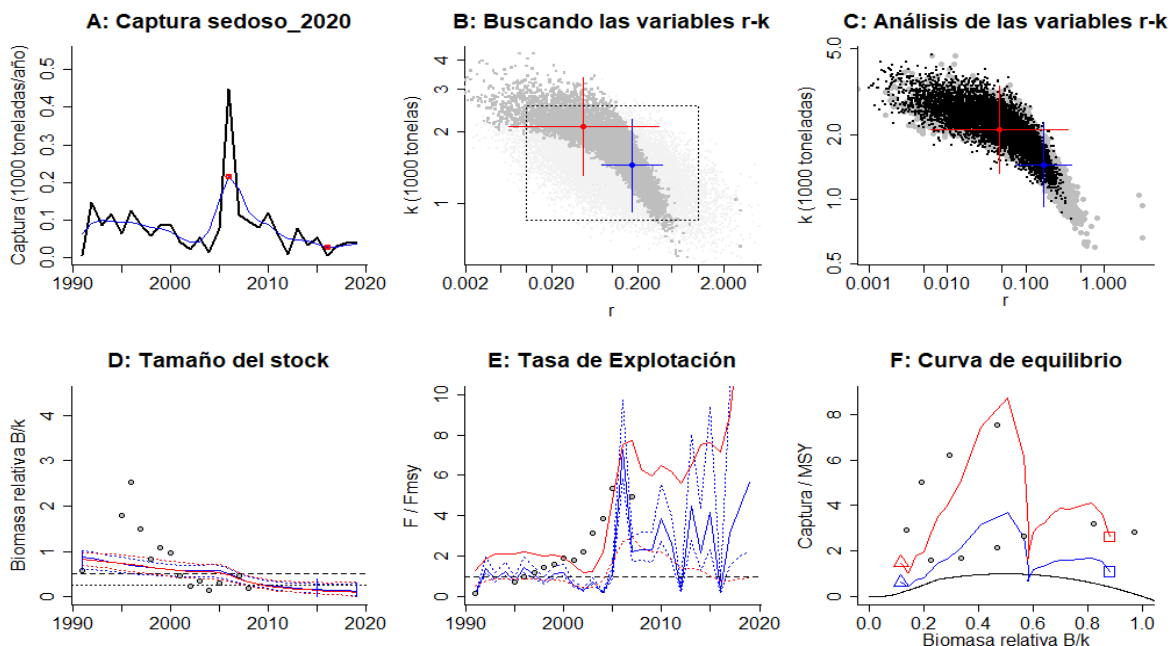


Figura 4-139. Resultados del Análisis de las pesquerías del tiburón zorro *Alopias pelagicus* de la cuenca del Pacífico Colombiano utilizando los modelos CMSY y CSB. El panel superior izquierdo muestra en negro las series temporales de capturas y en azul el promedio móvil de tres años con indicación de la captura más alta y baja, como se usa en la estimación de la biomasa previa por las reglas predeterminadas. El panel B muestra el espacio de registro de r-k explorado y en gris oscuro los pares de r-k que el modelo CMSY encontró compatibles con las capturas y la información

previa. El panel C muestra el par r-k más probable y sus límites de confianza aproximados del 95% en azul. Los puntos negros son posibles pares r-k encontrados por el modelo BMS, con una cruz roja que indica el par r-k más probable y sus límites de confianza del 95%. El panel D muestra los datos de abundancia disponibles en rojo, escalados a la estimación BSM de $B_{msy}=0.5k$, y en azul la trayectoria de biomasa estimada por CMSY. Las líneas punteadas indican los percentiles 2.5 y 97.5. Las líneas azules verticales indican los rangos de biomasa anteriores. El panel E muestra en rojo la tasa de cosecha [captura/abundancia] escalada a la estimación $r/2$ de BSM, y en azul la tasa de cosecha correspondiente de CMSY. El panel F muestra la curva de equilibrio de Schaefer de captura/RMS en relación con B/k , con sangría en $B/k < 0.25$ para explicar el reclutamiento reducido en tamaños de stock bajos. Los puntos rojos se escalan por estimaciones de BSM y los puntos azules se escalan por estimaciones de CMSY.

El seguimiento de las capturas respecto al punto de referencia MSY presentaron valores por encima del mismo que comparadas con el tamaño del stock se notó que a partir de 2005 las biomásas disminuyeron fuertemente y las tasas de explotación se han elevado peligrosamente en especial después de 2015. (Figura 4-140)

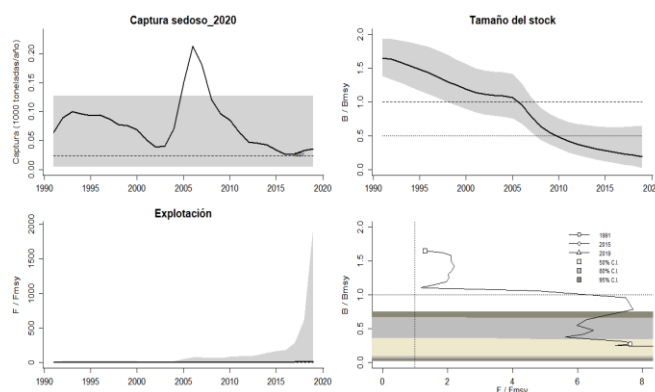


Figura 4-140. Análisis de las pesquerías del tiburón zorro *Alopias pelagicus* del Pacífico colombiano. El panel superior izquierdo muestra el comportamiento de las capturas [curva negra] y la zona gris muestra el nivel de seguridad al 95%. El panel superior derecho muestra la tasa de aprovechamiento de la biomasa frente al RMS. El panel inferior izquierdo muestra la tasa de aprovechamiento frente a al estándar donde $F= F_{msy}$ [línea punteada] y el observado [curva negra] la zona gris es el nivel de seguridad al 95%, el panel inferior derecho muestra el resumen de las tasas relativas de biomásas y las tasas relativas de esfuerzo.

El resumen de todos estos análisis se visualizó en la construcción de la gráfica de fases probabilísticas de Kobe donde en los primeros años estimados la pesquería se mantuvo en los niveles de plena explotación, pero luego se pasaron al área crítica y en especial para los últimos años la situación se ha complicado aún más por lo que la probabilidad de que se esté en niveles muy altos de pesca es de 96.8% con un 3.2% de que este en recuperación. (Figura 4-141)

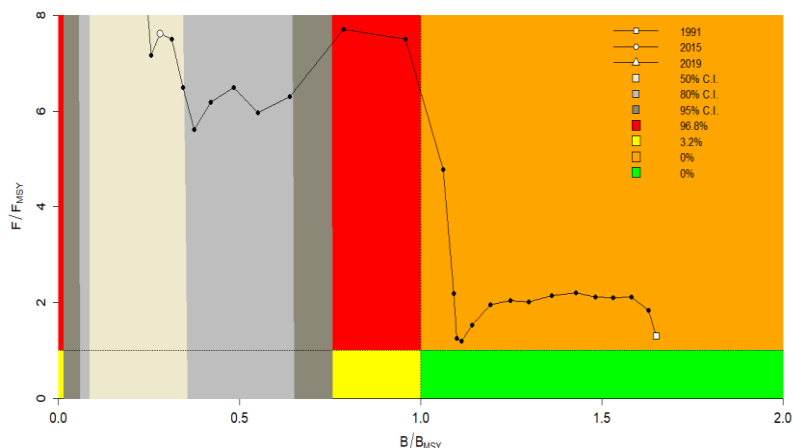


Figura 4-141. Análisis de las pesquerías del tiburón zorro *Alopias pelagicus* en la cuenca del Pacífico colombiano, utilizando el gráfico de fases de Kobe.

4.3.1.2 Conclusiones de las pesquerías del tiburón zorro

Debido las capturas de esta especie parecen estar en niveles de sobreexplotación, no se recomienda una cuota más arriba de las 24 toneladas. Dado que no hay pesquerías dirigidas a tiburones, se recomienda fortalecer las buenas prácticas pesqueras que incentiven el descarte vivo cuando estas especies se capturen incidentalmente sin perjuicio de afectar la seguridad alimentaria en poblaciones costeras rurales. Se recomienda mirar otras medidas de manejo que avoquen a proteger momentos claves de la historia de vida de estos peces.

A partir de las estimaciones realizadas de la tasa de explotación de 20.6, biomasa relativa de 0.191, la mortalidad por pesca actual de 0.18 año⁻¹, y la mortalidad por pesca en rendimiento máximo sostenible 0.00885 año⁻¹, se propone que el rendimiento máximo sostenible (MSY) para la especie sea un valor de 24.3 ± (4.67 - 127) toneladas.

4.3.2 Pesquerías de tiburón ojo grande (*Alopias superciliosus* Lowe, 1841)



Foto: N. Stern © (IOLR). (http://v3.boldsystems.org/index.php/Taxbrowser_Taxonpage?taxid=71900)

Nombre en inglés: Bigeye thresher.

4.3.2.1 Modelos CMSY y BSM para el análisis de las pesquerías del tiburón ojo grande

Como base fundamental de este estudio fue el de verificar el comportamiento estadístico de las variables estimadas de capturas y CPUE; las capturas estuvieron dentro del modelo probabilístico y los CPUE tuvieron algunas diferencias; pero con los ajustes de variación del proceso y, sobre todo, el diagnóstico de los residuos, se ajustaron estos sistemas para darle solidez al análisis. (Figura 4-142).

Continuando con los sistemas de evaluación se detalló el comportamiento de las respuestas prior y posterior, los resultados de las densidades de los puntos de referencia fueron los mismos utilizado los algoritmos CMSY y BMS, estos es que utilizando el índice PPVR las mejores estimaciones se dieron para el punto de referencia MSY. De otra parte, y con la misma estructura de evaluación los resultados de las biomazas relativas presentaron una rango para la estimaciones de 1991 entre 0.4 a 0.8, el año de quiebre 2001 dio un rango entre 0.0 a 0.4, y para el 2019 este fue entre 0.01 a 0.3, sus distribuciones mostraron para el MSY dos cimas que indica que el estudio del MSY presentó dos distribuciones. (Figura 4-143, Figura 4-144)

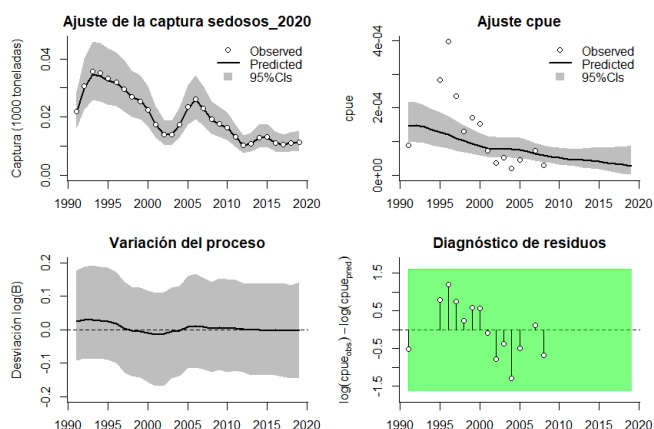


Figura 4-142. Modelación de las pesquerías. En el panel superior izquierdo muestra el comportamiento de las pesquerías para el tiburón ojo grande *Alopias superciliosus*, con límites de confianza aproximad ante del 95%. En el panel superior derecho se muestra el ajuste de los datos de CPUE estimados y observados con una aproximación al 95 % de seguridad [zona gris]; en el panel inferior izquierdo se muestra el comportamiento del modelo estimado con una visión del logaritmo de la biomasa, la zona gris es el nivel de seguridad al 95%, el panel inferior izquierdo es en análisis de los residuos de la evaluación del CPUE, la zona en verde muestra que hay un ajuste efectivo frente al comportamiento normal de los mismos.

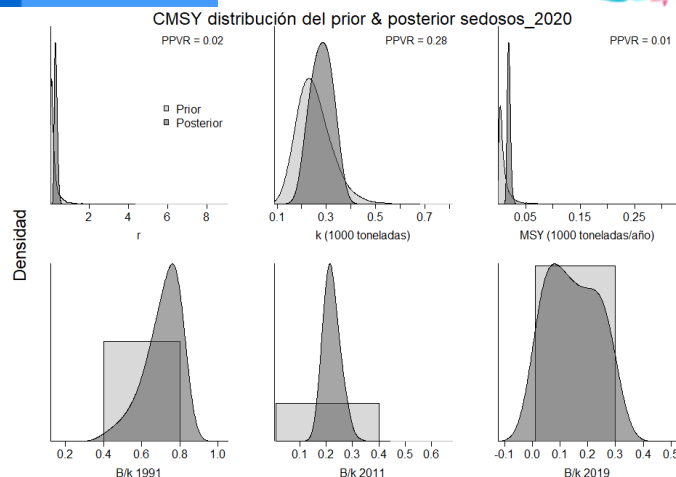


Figura 4-143. Determinación de las zonas de densidad probabilística de los análisis realizados para el tiburón *ojo grande* *Alopias superciliosus*, aplicando el modelo CMSY, pre y post de la aplicación de la teoría bayesiana. el panel superior se refiere a los ajustes en cuanto a la tasa intrínseca de crecimiento [r], la capacidad de carga del ecosistema [K], y del rendimiento máximo sostenible [MSY]. En el panel inferior está el estudio muestra los mismos análisis probabilísticos para los años iniciales el medio más bajo y el final.

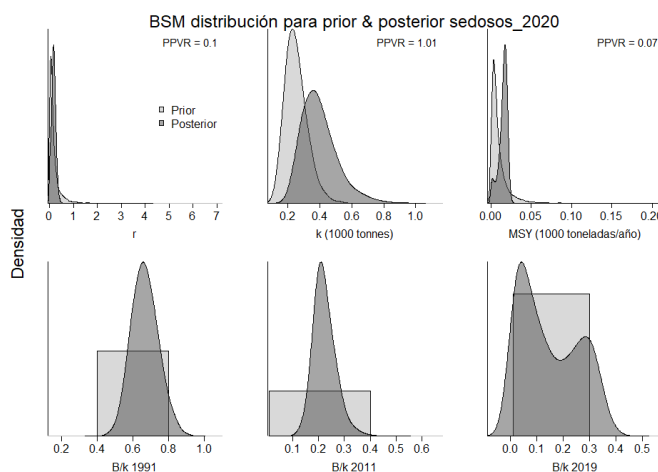


Figura 4-144. Determinación de las zonas de densidad probabilística de los análisis realizados, aplicando el modelo BSM, pre y post de la aplicación de la teoría bayesiana. el panel superior se refiere a los ajustes en cuanto a la tasa intrínseca de crecimiento [r], la capacidad de carga del ecosistema [K], y del rendimiento máximo sostenible [MSY]. En el panel inferior está el estudio muestra los mismos análisis probabilísticos para los años iniciales el medio más bajo y el final.

Los resultados CMSY y BMS, mostraron algunas divergencias entre el coeficiente r y la estimación de punto de referencia MSY que no fueron superiores al 40% y, aunque los resultados de la biomasa relativa tienen diferentes valores muestra que la pesquería se cataloga como explotación fuerte. (Tabla 4-109, Tabla 4-110).

Tabla 4-109. Resultados del CMSY para las pesquerías del tiburón *ojo grande* *Alopias superciliosus* de la cuenca del Pacífico colombiano.

Parámetros estimados	Valor	C.I. al 95%	
r	0.311	0.184	0.524
MSY	19.3	15.4	25.3

K	259	180	374
		2.2 th perc.	97.5th perc.
Biomasa relativa en el último año	0.139k	0.0164	0.293
Explotación $F/(r/2)$ en el último año	3.68	1.75	31.3

Tabla 4-110. Resultados de modelo Schaefer de tipo bayesiano [BMS] usando capturas y CPUE para las pesquerías del tiburón ojo grande *Alopias superciliosus* de la cuenca del Pacífico colombiano.

Parámetros estimados		Límite inferior	Límite superior
q	0.000576	0.000295	0.00113
95 % CI			
r	0.137	0.0237	0.791
k	384	227	650
MSY	13.1	3.3	52.4
		2.5th perc.	97.5th perc.
Biomasa relativa para el último año	0.121k	0.0114	0.344
Explotación $F/(r/2)$ en el último año	6.62	0.841	2034
r -k log correlación =		-0.779	

Analizado los resultados obtenidos se determina que analizando la mortalidad por pesca en F_{msy} , se estableció que el recurso ya cruzó la frontera de $\frac{1}{4}$ de B, por lo que hay que controlar este parámetro para propender por su recuperación, igualmente se considera que la tasa de explotación (F/F_{msy}) se reportó como alta para este sistema poblacional de la especie. (Tabla 4-111).

Tabla 4-111. Estimación de los puntos de referencia para la toma de decisiones en el manejo de tiburón ojo grande *Alopias superciliosus* de la cuenca del Pacífico colombiano.

Parámetros	valor	95 % CI		Decisión
F_{msy}	0.0685	0.0119	0.395	(si $B > 1/2 B_{msy}$ cuando $F_{msy} = 0.5r$) 0.0332
F_{msy}	0.0332	0.00574	0.191	(r y F_{msy} se reducen linealmente si $B < 1/2 B_{msy}$)
MSY	13.1	3.3	52.4	
B_{msy}	192	113	325	
		2.5th perc.	97.5th perc.	
Biomasa en el último año	46.5	4.38	132	
B/B_{msy} en el último año	0.242	0.0228	688	
Mortalidad por pesca en el último año	0.245	0.0861	2.6	
Explotación F/F_{msy}	6.62	0.841	2034	

Al estudiar el comportamiento del tamaño del stock se notó que la pesquería entró en un proceso de decadencia que se explica porque la tasa de explotación ha estado por encima del referente

teórico y, por lo tanto, la curva de equilibrio muestra que más de 50% de los registros relativos están en la zona de alta explotación: (Figura 4-145).

El seguimiento que se hizo a las capturas estimadas frente a su punto de referencia MSY, presentó un recurso en permanente evolución desde puntos sobre la referencia hasta por debajo del mismo, el complemento de estos resultados se muestra en el Tamaño del Stock donde las biomazas relativas han ido disminuyendo inclusive por debajo del $0.5B$, que ya es una situación alarmante. (Figura 4-146)

Finalmente, la estructura de las capturas estimadas, como referente de lo que puede ocurrir con las poblaciones naturales, es el dibujo de las capturas estimadas a través del tiempo, estos valores, que se muestra en la gráfica de fases probabilísticas de Kobe, presente unas pesqueras con pocos años en el nivel de máximo aprovechamiento para luego entrar en la zona crítica. (Figura 4-147)

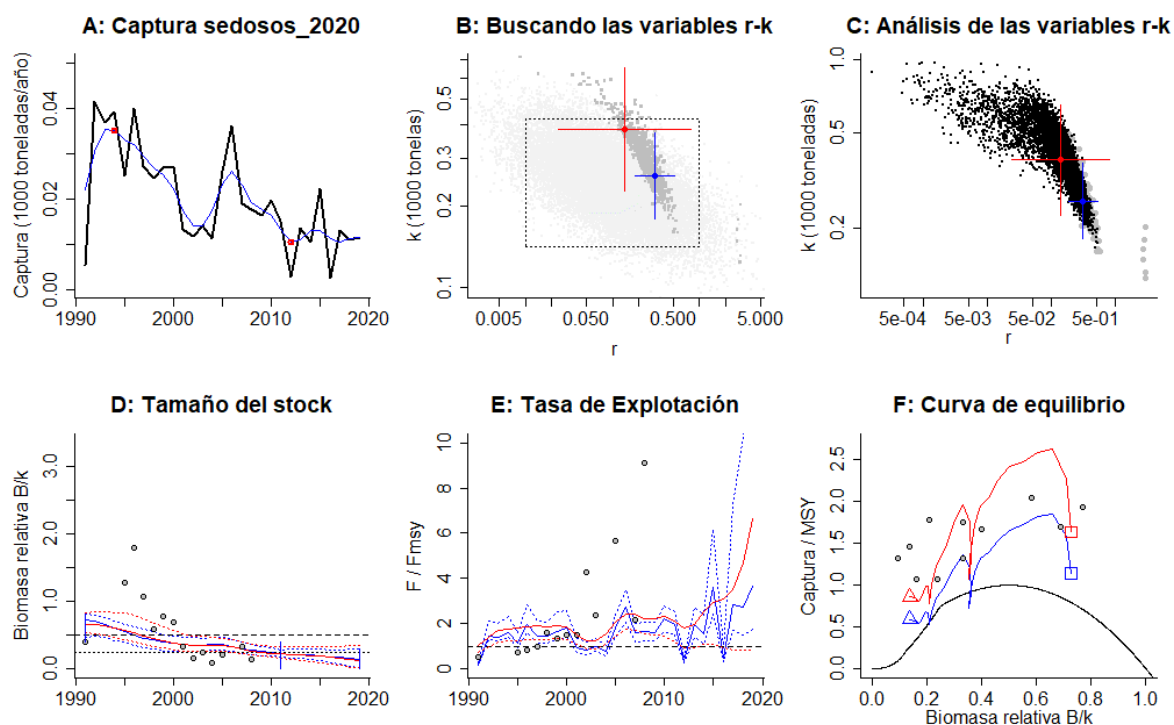


Figura 4-145. Resultados del Análisis de las pesquerías del tiburón ojo grande *Alopias superciliosus* de la cuenca del Pacífico Colombiano utilizando los modelos CMSY y CSB. El panel superior izquierdo muestra en negro las series temporales de capturas y en azul el promedio móvil de tres años con indicación de la captura más alta y baja, como se usa en la estimación de la biomasa previa por las reglas predeterminadas. El panel B muestra el espacio de registro de $r-k$ explorado y en gris oscuro los pares de $r-k$ que el modelo CMSY encontró compatibles con las capturas y la información previa. El panel C muestra el par $r-k$ más probable y sus límites de confianza aproximados del 95% en azul. Los puntos negros son posibles pares $r-k$ encontrados por el modelo BMS, con una cruz roja que indica el par $r-k$ más probable y sus límites de confianza del 95%. El panel D muestra los datos de abundancia disponibles en rojo, escalados a la estimación BSM de $B_{msy}=0.5 k$, y en azul la trayectoria de biomasa estimada por CMSY. Las líneas punteadas indican los percentiles 2.5 y 97.5. Las líneas azules verticales indican los rangos de biomasa anteriores. El panel E muestra en rojo la tasa de cosecha [captura/abundancia] escalada a la estimación $r/2$ de BSM, y en azul la tasa de cosecha correspondiente de CMSY. El panel F muestra la curva de equilibrio de Schaefer de captura/RMS en relación con B/k , con sangría en $B/k < 0.25$ para explicar el reclutamiento reducido en tamaños de stock bajos. Los puntos rojos se escalan por estimaciones de BSM y los puntos azules se escalan por estimaciones de CMSY.

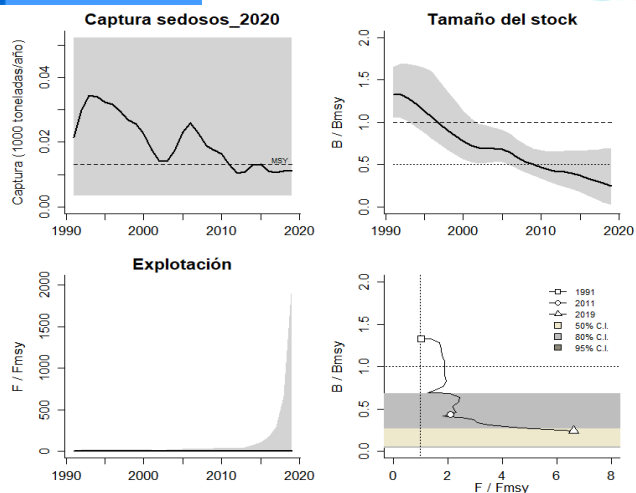


Figura 4-146. Análisis de las pesquerías del tiburón ojo grande *Alopias superciliosus* del Pacífico colombiano. El panel superior izquierdo muestra el comportamiento de las capturas [curva negra] y la zona gris muestra el nivel de seguridad al 95%. El panel superior derecho muestra la tasa de aprovechamiento de la biomasa frente al RMS. El panel inferior izquierdo muestra la tasa de aprovechamiento frente a al estándar donde $F = F_{msy}$ [línea punteada] y el observado [curva negra] la zona gris es el nivel de seguridad al 95%, el panel inferior derecho muestra el resumen de las tasas relativas de biomasa y las tasas relativas de esfuerzo.

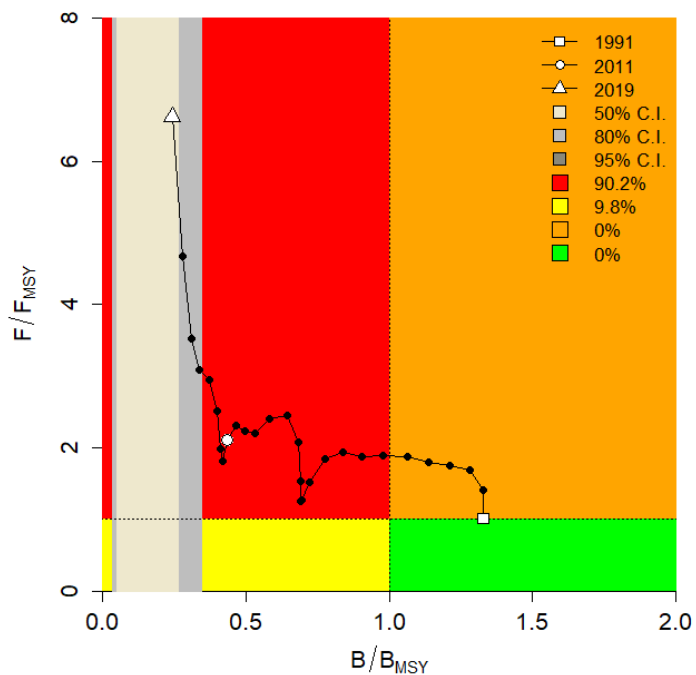


Figura 4-147. Análisis de las pesquerías del tiburón ojo grande *Alopias superciliosus* en la cuenca del Pacífico colombiano, utilizando el gráfico de fases de Kobe.

4.3.2.2 Conclusiones de las pesquerías del tiburón ojo grande

Esta especie pesquerías muestran un aparente alto nivel de esfuerzo con altas tasas de aprovechamiento que lo catalogan como recurso en sobreexplotación. Sobre la base de estos resultados Bajo estos lineamientos no se recomienda un valor de capturas que supere las 13 toneladas. Dado que no hay pesquerías dirigidas a tiburones, se recomienda fortalecer las buenas prácticas pesqueras que incentiven el descarte vivo cuando estas especies se capturen incidentalmente sin perjuicio de afectar la seguridad alimentaria en poblaciones costeras rurales. Se recomienda mirar otras medidas de manejo y administración que avoquen a proteger momentos claves de la historia de vida de estos peces.

A partir de las estimaciones realizadas de la tasa de explotación de 6.62, biomasa relativa de 0.242, la mortalidad por pesca actual de 0.245 año⁻¹, y la mortalidad por pesca en rendimiento máximo sostenible 0.0332 año⁻¹, se propone que el rendimiento máximo sostenible (MSY) para la especie sea un valor de 13.1 ± (3.3 – 52.4) toneladas.

4.3.3 Pesquerías del tiburón sedoso (*Carcharhinus falciformis* (Müller & Henle, 1839))



Foto: Y. Torres Rojas © (Fishbase)

Nombre en inglés: Silky shark

4.3.3.1 Modelos CMSY y BSM para el análisis de las pesquerías del tiburón sedoso

Como la primera etapa de estudio de las pesquerías de este recurso, se analizaron las variables estimadas de captura y CPUE frente a su modelo predictivo, y se encontró que para el primero los ajustes fueron buenos, pero en el segundo hay algunas variaciones, esto fue ajustado mirando las capturas frente a la variación del proceso y se estudió mediante el diagnóstico de los residuos del CPUE para que la información se ajustara para realizar el análisis siguiente. (Figura 4-148)

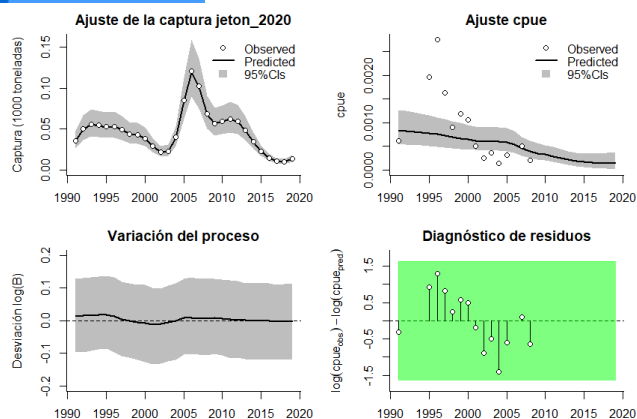


Figura 4-148. Modelación de las pesquerías. En el panel superior izquierdo muestra el comportamiento de las pesquerías para el tiburón sedoso *Carcharhinus falciformis*, con límites de confianza aproximada ante del 95%. En el panel superior derecho se muestra el ajuste de los datos de CPUE estimados y observados con una aproximación al 95 % de seguridad [zona gris]; en el panel inferior izquierdo se muestra el comportamiento del modelo estimado con una visión del logaritmo de la biomasa, la zona gris es el nivel de seguridad al 95%, el panel inferior izquierdo es en análisis de los residuos de la evaluación del CPUE, la zona en verde muestra que hay un ajuste efectivo frente al comportamiento normal de los mismos.

Los resultados prior y posterior de las densidades de los puntos de referencia que con el índice PPVR el mejor ajuste fue para el punto de referencia MSY, aunque el coeficiente r estuvo muy cerca; los resultados prior de los rangos de densidades de la biomasa relativa fueron para 1991 de 0.6 a 1, luego en el año de quiebre 2015 esta rango cambió entre 0.0 a 0.4, para el año 2019 fue entre 0.01 a 0.3. las diferencias en las distribuciones fueron evidentes para las relacionadas con el coeficiente r ya que los análisis CMSY la muestran con un buzamiento, y en el BMS es una distribución Normal. (Figura 4-149, Figura 4-150)

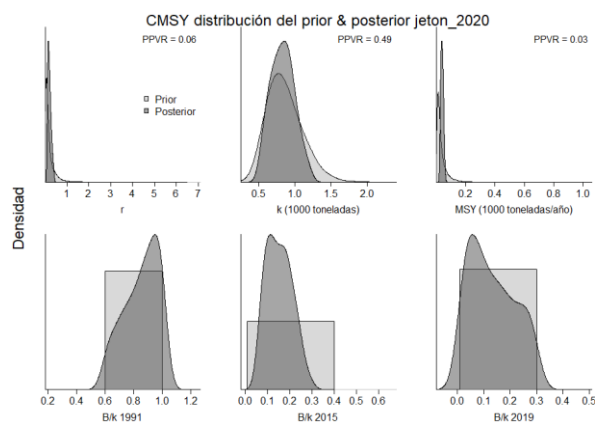


Figura 4-149. Determinación de las zonas de densidad probabilística de los análisis realizados para el tiburón sedoso *Carcharhinus falciformis*, aplicando el modelo CMSY, pre y post de la aplicación de la teoría bayesiana. el panel superior se refiere a los ajustes en cuanto a la tasa intrínseca de crecimiento [r], la capacidad de carga d l ecosistema [K], y del rendimiento máximo sostenible [MSY]. En el panel inferior está el estudio muestra los mismos análisis probabilísticos para los años iniciales el medio más bajo y el final.

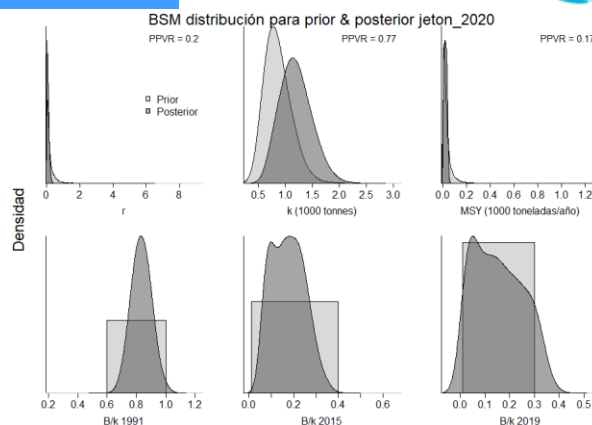


Figura 4-150. Determinación de las zonas de densidad probabilística de los análisis realizados, aplicando el modelo BSM, pre y post de la aplicación de la teoría bayesiana. el panel superior se refiere a los ajustes en cuanto a la tasa intrínseca de crecimiento [r], la capacidad de carga del ecosistema [K], y del rendimiento máximo sostenible [MSY]. En el panel inferior está el estudio muestra los mismos análisis probabilísticos para los años iniciales el medio más bajo y el final.

Los resultados de los dos algoritmos mostraron diferencias apreciables entre los coeficientes r y los MSY que variaron en más del 50%, que muestran que es probable que este recurso tenga una baja capacidad de renovación y baja resiliencia; la evaluación de las biomazas relativas con sus respectivos rangos de seguridad, muestran al recurso con un estado de fuerte aprovechamiento. (Tabla 4-112, Tabla 4-113)

Reuniendo estos resultados y como una primera aproximación de medidas de manejo se establece que la mortalidad por pesca en el MSY es un valor que corresponde al decaimiento de las biomazas por debajo de $\frac{1}{4}$ de B, y que la tasa de explotación estuvo por encima de 1. (Tabla 4-114)

Tabla 4-112. Resultados del CMSY para las pesquerías del tiburón sedoso *Carcharhinus falciformis* de la cuenca del Pacífico colombiano.

Parámetros estimados	Valor	C.I. al 95%	
r	0.252	0.0958	0.438
MSY	38.4	24	56.8
K	786	500	1230
		2.2 th perc.	97.5th perc.
Biomasa relativa en el último año	0.117k	0.015	0.291
Explotación $F/(r/2)$ en el último año	4.93	1.99	38.7

Tabla 4-113. Resultados de modelo Schaefer de tipo bayesiano [BMS] usando capturas y CPUE para las pesquerías del tiburón sedoso *Carcharhinus falciformis* de la cuenca del Pacífico colombiano.

Parámetros estimados		Límite inferior	Límite superior
q	0.000866	0.000487	0.00154
95 % CI			
r	0.0591	0.00849	0.411
k	1160	0.717	1.88
MSY	17.2	3.52	83.5
		2.5th perc.	97.5th perc.
Biomasa relativa para el último año	0.174k	0.015	0.336
Explotación F/(r/2) en el último año	4.91	0.518	735
r -k log correlación =		-0.796	

Tabla 4-114. Estimación de los puntos de referencia para la toma de decisiones en el manejo de tiburón sedoso *Carcharhinus falciformis* de la cuenca del Pacífico colombiano.

Parámetros	valor	95 % CI			Decisión
Fmsy	0.0295	0.00425	0.206	(si $B > 1/2 B_{msy}$ cuando $F_{msy} = 0.5r$) (r y Fmsy se reducen linealmente si $B < 1/2 B_{msy}$)	0.0174
Fmsy	0.0174	0.0025	0.121		
MSY	17.2	3.52	83.5		
Bmsy	581	358	941		
		2.5th perc.	97.5th perc.		
Biomasa en el último año	171	17.4	390		
B/Bmsy en el último año	0.294	0.0299	0.672		
Mortalidad por pesca en el último año	0.0796	0.0348	0.782		
Explotación F/Fmsy	4.91	0.518	735		

El análisis del tamaño del stock mostro como el recurso se ha ido disminuyendo, lo que se detectó en la tasa de explotación que mostró respuesta por encima del referente teórico, así mismo la curva de equilibrio muestra que cerca del 70% de los datos están asociados con biomasa por encima de los límites sostenibilidad. (Figura 4-151)

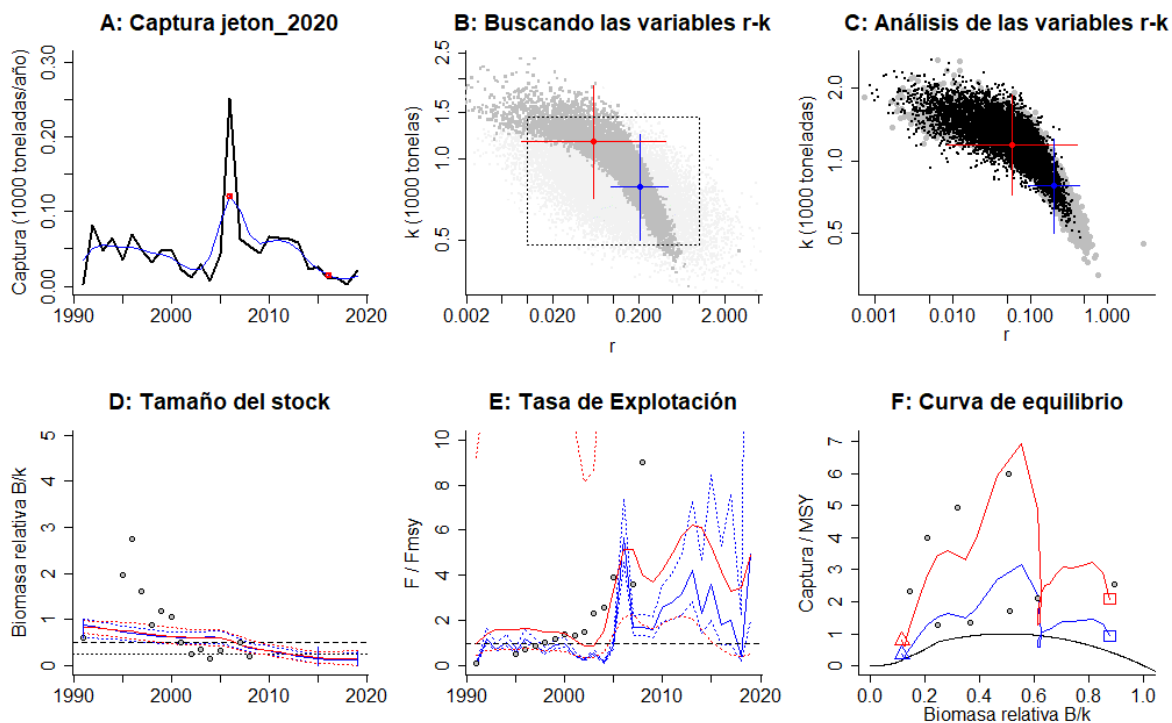


Figura 4-151. Resultados del Análisis de las pesquerías del tiburón sedoso *Carcharhinus falciformis* de la cuenca del Pacífico Colombiano utilizando los modelos CMSY y CSB. El panel superior izquierdo muestra en negro las series temporales de capturas y en azul el promedio móvil de tres años con indicación de la captura más alta y baja, como se usa en la estimación de la biomasa previa por las reglas predeterminadas. El panel B muestra el espacio de registro de r-k explorado y en gris oscuro los pares de r-k que el modelo CMSY encontró compatibles con las capturas y la información previa. El panel C muestra el par r-k más probable y sus límites de confianza aproximados del 95% en azul. Los puntos negros son posibles pares r-k encontrados por el modelo BMS, con una cruz roja que indica el par r-k más probable y sus límites de confianza del 95%. El panel D muestra los datos de abundancia disponibles en rojo, escalados a la estimación BSM de $B_{msy}=0.5 k$, y en azul la trayectoria de biomasa estimada por CMSY. Las líneas punteadas indican los percentiles 2.5 y 97.5. Las líneas azules verticales indican los rangos de biomasa anteriores. El panel E muestra en rojo la tasa de cosecha [captura/abundancia] escalada a la estimación $r/2$ de BSM, y en azul la tasa de cosecha correspondiente de CMSY. El panel F muestra la curva de equilibrio de Schaefer de captura/RMS en relación con B/k , con sangría en $B/k < 0.25$ para explicar el reclutamiento reducido en tamaños de stock bajos. Los puntos rojos se escalan por estimaciones de BSM y los puntos azules se escalan por estimaciones de CMSY.

La modelación de las pesquerías direccionado en el comportamiento de las capturas frente a su punto de referencia MSY muestra que los impactos de la pesca se registraron por encima de este valor, lo cual se mostró más claro en el tamaño del stock donde a partir de 2013 los valores está por debajo del proxi $0.5B$, que afecta al reclutamiento capaz de sostener el rendimiento máximo sostenible. (Figura 4-152)

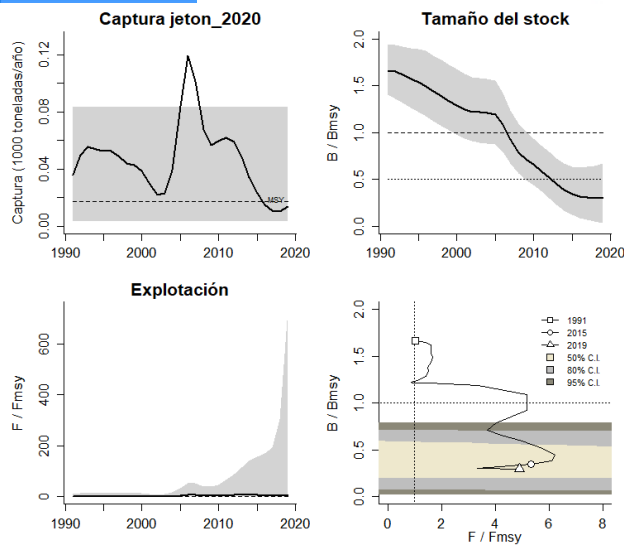


Figura 4-152. Análisis de las pesquerías del tiburón sedoso *Carcharhinus falciformis* del Pacífico colombiano. El panel superior izquierdo muestra el comportamiento de las capturas [curva negra] y la zona gris muestra el nivel de seguridad al 95%. El panel superior derecho muestra la tasa de aprovechamiento de la biomasa frente al RMS. El panel inferior izquierdo muestra la tasa de aprovechamiento frente a al estándar donde $F = F_{msy}$ [línea punteada] y el observado [curva negra] la zona gris es el nivel de seguridad al 95%, el panel inferior derecho muestra el resumen de las tasas relativas de biomasa y las tasas relativas de esfuerzo.

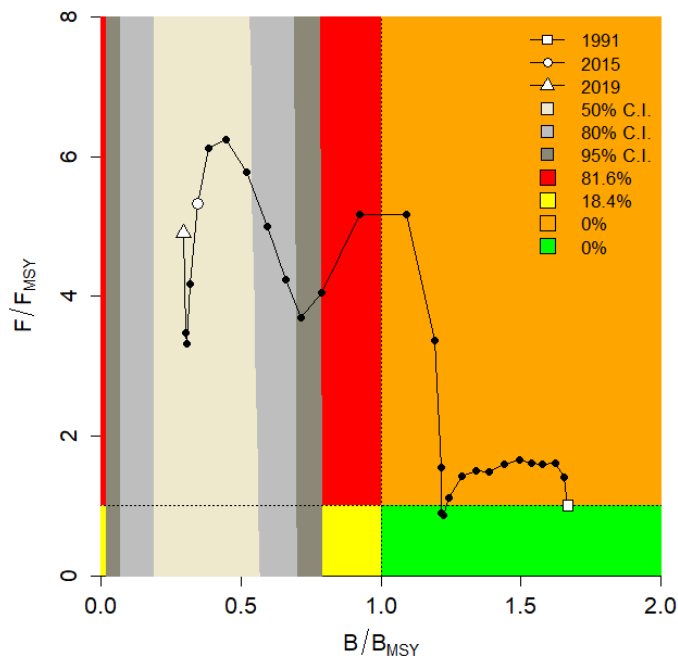


Figura 4-153. Análisis de las pesquerías del tiburón sedoso *Carcharhinus falciformis* en la cuenca del Pacífico colombiano, utilizando el gráfico de fases de Kobe.

Todos los resultados efectuados con este modelo se dibujaron en el gráfico de fases de Kobe. Que mostró un inicio de las pesquerías al borde de estado óptimo pero que han pasado a la

fase crítica, con una respuesta probabilística de 81.6% de estar mal y con un 18.4% de estar en recuperación.

4.3.3.2 Conclusiones de las pesquerías de tiburón sedoso

Aunque este recurso presenta alguna posibilidad de estar en una fase de recuperación, estas posibilidades son bajas y por lo tanto se estima que las poblaciones están siendo agotadas en un alto porcentaje inclusive el hecho de que haya traspasado la barrera que perjudica el reclutamiento que sustente el rendimiento máximo sostenible y que no permiten que las pesquerías tengan una cuota superior a las 17 toneladas. Dado que no hay pesquerías dirigidas a tiburones, se recomienda fortalecer las buenas prácticas pesqueras que incentiven el descarte vivo cuando estas especies se capturen incidentalmente sin perjuicio de afectar la seguridad alimentaria en poblaciones costeras rurales. Se recomienda mirar otras medidas de manejo que avoquen a proteger momentos claves de la historia de vida de estos peces.

A partir de las estimaciones realizadas de la tasa de explotación de 4.91, biomasa relativa de 0.294, la mortalidad por pesca actual de 0.0796 año⁻¹, y la mortalidad por pesca en rendimiento máximo sostenible 0.0174 año⁻¹, se propone que el rendimiento máximo sostenible (MSY) para la especie sea un valor de 17.2 ± (3.52 - 84) toneladas.

4.3.4 Pesquerías del toyo vieja (*Mustelus henlei* (Gill, 1863))

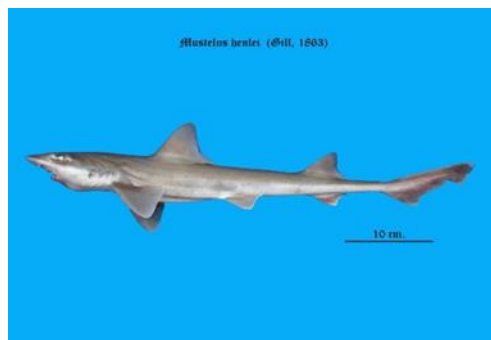


Foto: C. Estupiñan-Montaño© (CICIMAR) (<https://shark-references.com/species/view/Mustelus-henlei>)

Nombre en inglés: Brown smooth-hound

4.3.4.1 Modelos CMSY y BSM para el análisis de las pesquerías del toyo vieja

El análisis primario sobre los datos estimados de captura y CPUE se presentaron en la integración de estos con sus respectivos modelos predictivos, mientras que los datos de capturas se ajustaron tanto al modelo predictivo como al de variación del proceso, y los datos de CPUE que se presentaron fuera del rango de la predicción fueron ajustados mediante el diagnóstico de los residuos. (Figura 4-154)

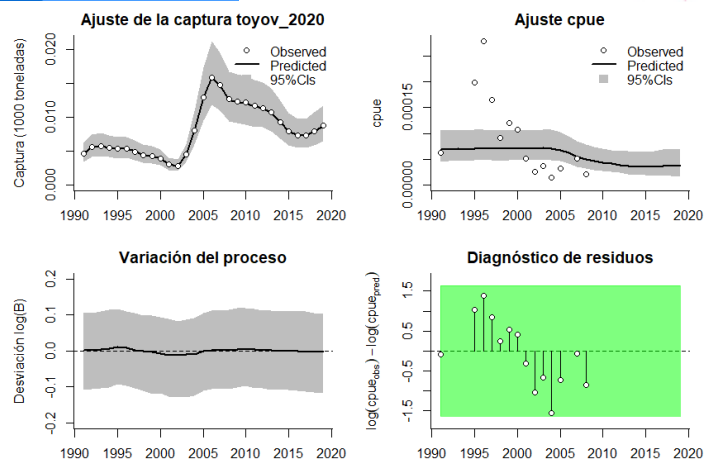


Figura 4-154. Modelación de las pesquerías. En el panel superior izquierdo muestra el comportamiento de las pesquerías para el toyo vieja *Mustelus henlei*, con límites de confianza aproximada ante del 95%. En el panel superior derecho se muestra el ajuste de los datos de CPUE estimados y observados con una aproximación al 95 % de seguridad [zona gris]; en el panel inferior izquierdo se muestra el comportamiento del modelo estimado con una visión del logaritmo de la biomasa, la zona gris es el nivel de seguridad al 95%, el panel inferior izquierdo es en análisis de los residuos de la evaluación del CPUE, la zona en verde muestra que hay un ajuste efectivo frente al comportamiento normal de los mismos.

Dentro de la revisión de los puntos de referencia, el estudio bayesiano prior y posterior demostraron que el mejor ajuste de estos, tanto si se utilizó el algoritmo CMSY como el BSM, el índice PPVR señaló que el punto de referencia MSY es el mejor ajustado. Para el análisis de las biomazas relativas por años se encontró que el análisis prior tuvo un rango entre 0.6 a 1.0, luego para el año de quiebre 2005 este estuvo entre 0.5 a 0.9 y para 2019 se obtuvo una distribución entre 0.2 a 0.6, se destaca que dentro de los estudios de las otras especies de tiburones éste es el más positivo; de otra parte, las distribuciones posteriores coincidieron e las MSY pero marcaron difieren con el K y el coeficiente r, por lo que las más normales fueron con el algoritmo de BSM. (Figura 4-155, Figura 4-156)

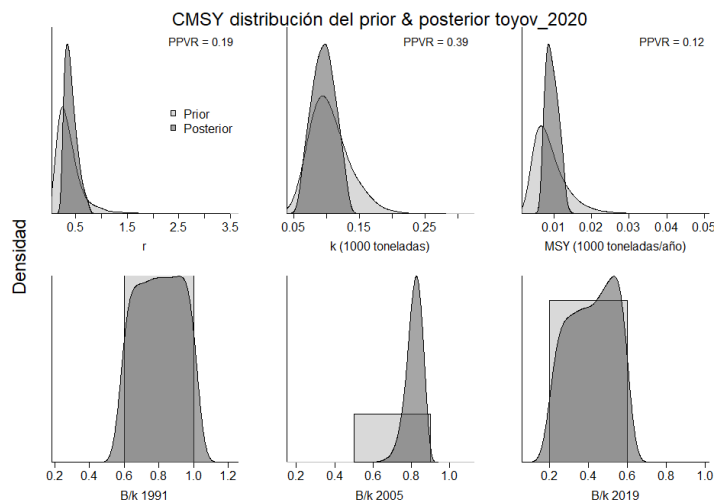


Figura 4-155. Determinación de las zonas de densidad probabilística de los análisis realizados para el toyo vieja *Mustelus henlei*, aplicando el modelo CMSY, pre y post de la aplicación de la teoría bayesiana. el panel superior se

refiere a los ajustes en cuanto a la tasa intrínseca de crecimiento [r], la capacidad de carga del ecosistema [K], y del rendimiento máximo sostenible [MSY]. En el panel inferior está el estudio muestra los mismos análisis probabilísticos para los años iniciales el medio más bajo y el final.

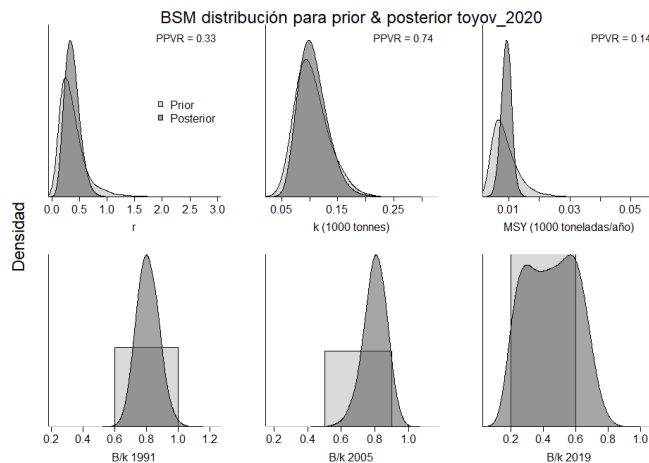


Figura 4-156. Determinación de las zonas de densidad probabilística de los análisis realizados, aplicando el modelo BSM, pre y post de la aplicación de la teoría bayesiana. el panel superior se refiere a los ajustes en cuanto a la tasa intrínseca de crecimiento [r], la capacidad de carga del ecosistema [K], y del rendimiento máximo sostenible [MSY]. En el panel inferior está el estudio muestra los mismos análisis probabilísticos para los años iniciales el medio más bajo y el final.

Los resultados de los análisis CMSY y BMS, coincidieron con bastante precisión en las estimaciones del coeficiente r el punto de referencia MSY, así como en la estimación de las biomazas relativas que indican que el nivel de aprovechamiento para esta especie es aceptable. (Tabla 4-115, Tabla 4-116)

Tabla 4-115. Resultados del CMSY para las pesquerías del toyo vieja *Mustelus henlei* de la cuenca del Pacífico colombiano.

Parámetros estimados	Valor	C.I. al 95%	
r	0.443	0.252	0.78
MSY	9.32	6.87	12.7
K	87.4	57.5	133
		2.2 th perc.	97.5th perc.
Biomasa relativa en el último año	0.426k	0.215	0.592
Explotación $F/(r/2)$ en el último año	1.2	0.863	2.38

Tabla 4-116. Resultados de modelo Schaefer de tipo bayesiano [BMS] usando capturas y CPUE para las pesquerías toyo vieja *Mustelus henlei* de la cuenca del Pacífico colombiano.

Parámetros estimados		Límite inferior	Límite superior



q	0.000822	0.000488	0.00138
		95 % CI	
r	0.348	0.167	0.725
k	104	65.3	165
MSY	9.03	6.23	13.1
		2.5th perc.	97.5th perc.
Biomasa relativa para el último año	0.45k	0.195	0.718
Explotación $F/(r/2)$ en el último año	1.07	0.499	4.01
r -k log correlación =		-0.904	

Los ajustes de los valores calculados se resumen en propuesta de ordenación que permitieron establecer que la mortalidad por pesca está en un punto de equilibrio aceptable, en especial se compara con la mortalidad por pesca en el último año que son valores muy cercanos, que se pueden sostener en el tiempo, de igual manera la tasas relativa (B/msy) está cercana al equilibrio del 100% (El seguimiento de las capturas comparadas con el punto de referencia MSY, mostro una trayectoria ascendente con un punto máximo en el 2006, y luego decrecieron buscando el equilibrio en los últimos años, de igual forma se hizo un seguimiento a las trayectorias de las biomazas relativas ($B/Bmsy$) y se encontró que solamente en los últimos años se cruzó el nivel óptimo, pero siempre se estuvo por encima de nivel crítico proximo de $0.5B$, por lo tanto el estudio de la trayectoria de las tasas de explotación fueron bajas y estables luego subieron en el 2015 y buscaron el punto de equilibrio. (Figura 4-158)

El resumen de la situación de recurso fue dibujado mediante la utilización de la gráfica de fases probabilísticas de Kobe, en ella se establece que a pesar de tener las pesquerías en el borde de equilibrio pesquero con 53.2% de probabilidades que se encuentre en la zona critica existe un 1.4% que este en la zona de plena explotación y un 39.1% que esté plenamente recuperado. (Figura 4-159)

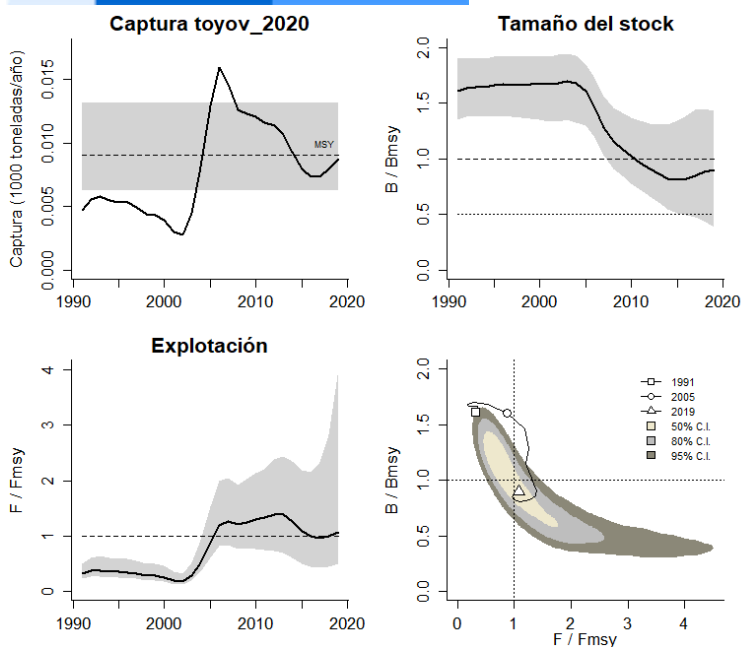


Figura 4-158. Análisis de las pesquerías del toyo vieja *Mustelus henlei* del Pacífico colombiano. El panel superior izquierdo muestra el comportamiento de las capturas [curva negra] y la zona gris muestra el nivel de seguridad al 95%. El panel superior derecho muestra la tasa de aprovechamiento de la biomasa frente al RMS. El panel inferior izquierdo muestra la tasa de aprovechamiento frente a al estándar donde $F = F_{msy}$ [línea punteada] y el observado [curva negra] la zona gris es el nivel de seguridad al 95%, el panel inferior derecho muestra el resumen de las tasas relativas de biomasa y las tasas relativas de esfuerzo.

Tabla 4-117 El tamaño del stock dibuja un recurso en los límites entre aprovechamiento sostenible y sobreexplotación, por lo que las tasas de aprovechamiento tuvieron en el 2015 estimaciones por encima del límite, pero en los últimos años esta tendencia buscó la estabilidad, de allí que al construir la curva de equilibrio observamos que el 30 % de los datos están por encima de MSY y la trayectoria histórica de las tasas comparativas (captura/MSY) se muestran en su punto de equilibrio. (Figura 4-157)

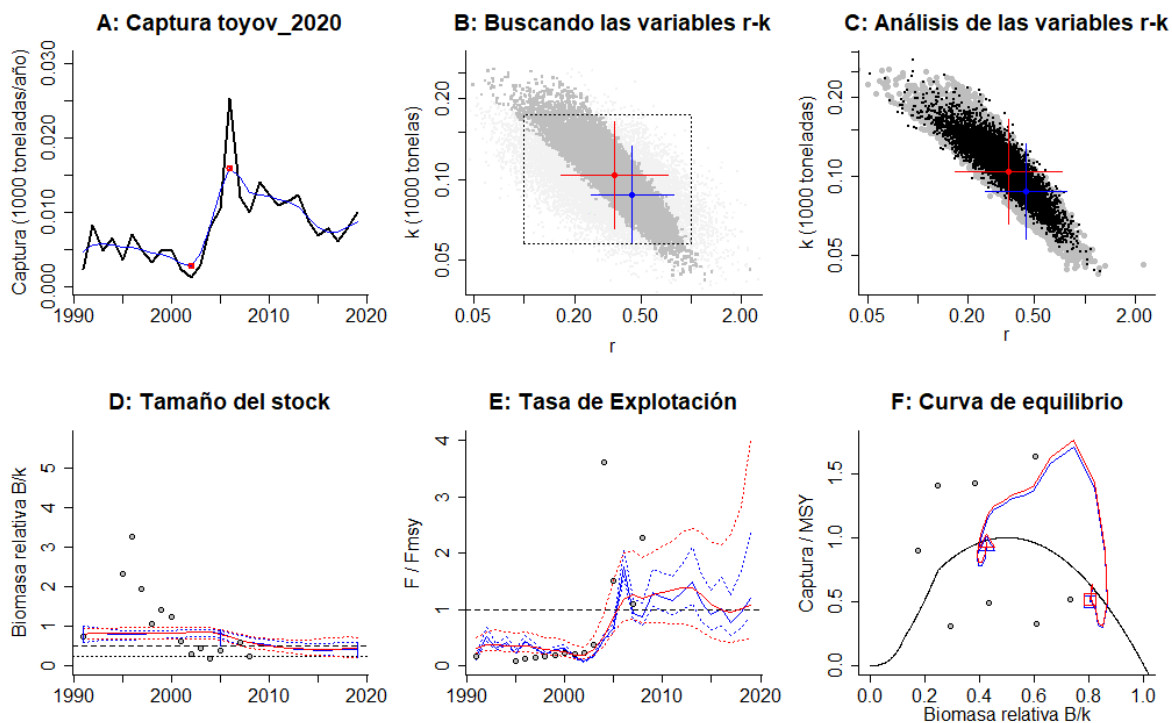


Figura 4-157. Resultados del Análisis de las pesquerías del toyo vieja *Mustelus henlei* de la cuenca del Pacífico Colombiano utilizando los modelos CMSY y CSB. El panel superior izquierdo muestra en negro las series temporales de capturas y en azul el promedio móvil de tres años con indicación de la captura más alta y baja, como se usa en la estimación de la biomasa previa por las reglas predeterminadas. El panel B muestra el espacio de registro de r-k explorado y en gris oscuro los pares de r-k que el modelo CMSY encontró compatibles con las capturas y la información previa. El panel C muestra el par r-k más probable y sus límites de confianza aproximados del 95% en azul. Los puntos negros son posibles pares r-k encontrados por el modelo BMS, con una cruz roja que indica el par r-k más probable y sus límites de confianza del 95%. El panel D muestra los datos de abundancia disponibles en rojo, escalados a la estimación BSM de $B_{msy}=0.5 k$, y en azul la trayectoria de biomasa estimada por CMSY. Las líneas punteadas indican los percentiles 2.5 y 97.5. Las líneas azules verticales indican los rangos de biomasa anteriores. El panel E muestra en rojo la tasa de cosecha [captura/abundancia] escalada a la estimación $r/2$ de BSM, y en azul la tasa de cosecha correspondiente de CMSY. El panel F muestra la curva de equilibrio de Schaefer de captura/RMSY en relación con B/k, con sangría en $B/k < 0.25$ para explicar el reclutamiento reducido en tamaños de stock bajos. Los puntos rojos se escalan por estimaciones de BSM y los puntos azules se escalan por estimaciones de CMSY.

El seguimiento de las capturas comparadas con el punto de referencia MSY, mostro una trayectoria ascendente con un punto máximo en el 2006, y luego decrecieron buscando el equilibrio en los últimos años, de igual forma se hizo un seguimiento a las trayectorias de las biomasa relativas (B/B_{msy}) y se encontró que solamente en los últimos años se cruzó el nivel óptimo, pero siempre se estuvo por encima de nivel crítico proximo de $0.5B$, por lo tanto el estudio de la trayectoria de las tasas de explotación fueron bajas y estables luego subieron en el 2015 y buscaron el punto de equilibrio. (Figura 4-158)

El resumen de la situación de recurso fue dibujado mediante la utilización de la gráfica de fases probabilísticas de Kobe, en ella se establece que a pesar de tener las pesquerías en el borde de equilibrio pesquero con 53.2% de probabilidades que se encuentre en la zona critica existe un 1.4% que este en la zona de plena explotación y un 39.1% que esté plenamente recuperado. (Figura 4-159)

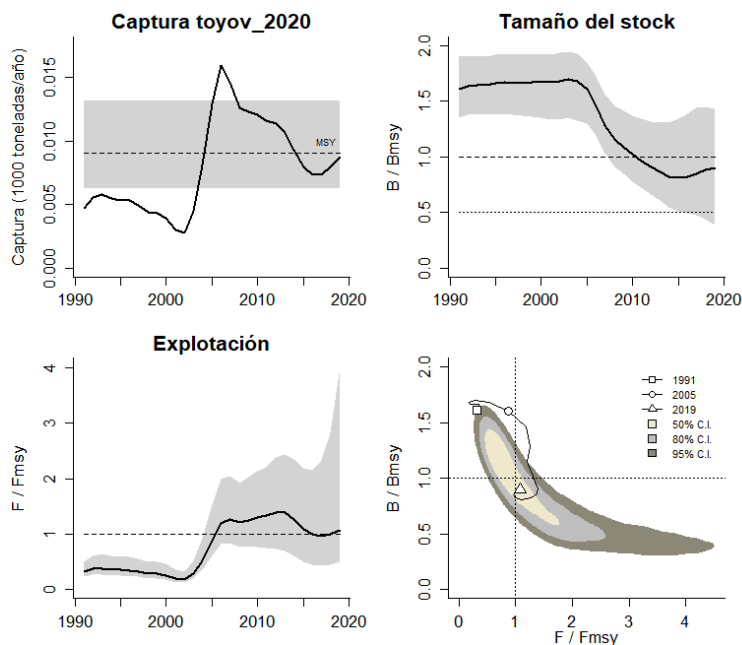


Figura 4-158. Análisis de las pesquerías del toyo vieja *Mustelus henlei* del Pacífico colombiano. El panel superior izquierdo muestra el comportamiento de las capturas [curva negra] y la zona gris muestra el nivel de seguridad al 95%. El panel superior derecho muestra la tasa de aprovechamiento de la biomasa frente al RMS. El panel inferior izquierdo muestra la tasa de aprovechamiento frente a al estándar donde $F = F_{msy}$ [línea punteada] y el observado [curva negra] la zona gris es el nivel de seguridad al 95%, el panel inferior derecho muestra el resumen de las tasas relativas de biomasa y las tasas relativas de esfuerzo.

Tabla 4-117. Estimación de los puntos de referencia para la toma de decisiones en el manejo de toyo vieja *Mustelus henlei* de la cuenca del Pacífico colombiano.

Parámetros	valor	95 % CI		Decisión
		0.0837	0.363	
Fmsy	0.174	0.0837	0.363	(si $B > 1/2 B_{msy}$ cuando $F_{msy} = 0.5r$)
Fmsy	0.174	0.0837	0.363	(r y Fmsy se reducen linealmente si $B < 1/2 B_{msy}$)
MSY	9.03	6.23	13.1	
Bmsy	51.8	32.7	82.3	
		2.5th perc.	97.5th perc.	
Biomasa en el último año	46.7	20.2	74.4	
B/Bmsy en el último año	0.901	0.39	1.44	
Mortalidad por pesca en el último año	0.186	0.117	0.43	
Explotación F/Fmsy	1.07	0.499	4.01	

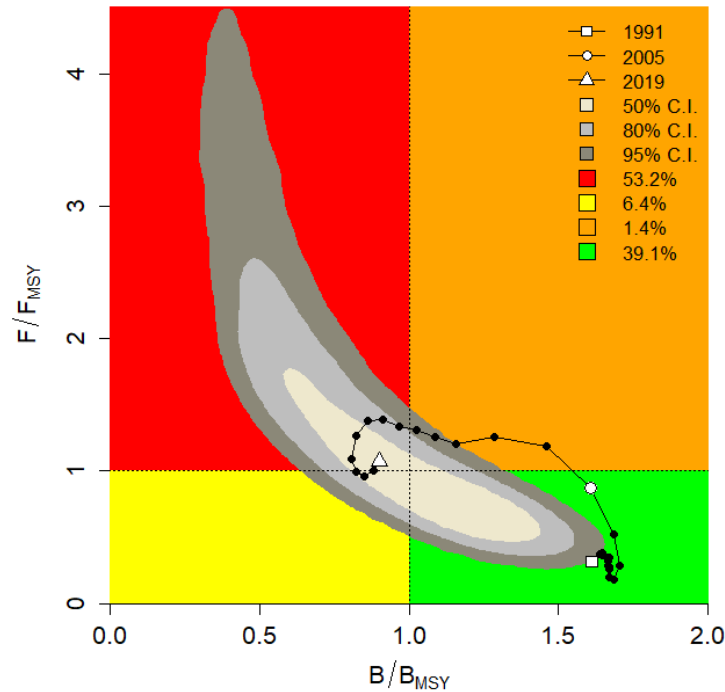


Figura 4-159. Análisis de las pesquerías del toyo vieja *Mustelus henlei* en la cuenca del Pacífico colombiano, utilizando el gráfico de fases de Kobe.

4.3.4.2 Conclusiones de las pesquerías de la toya vieja

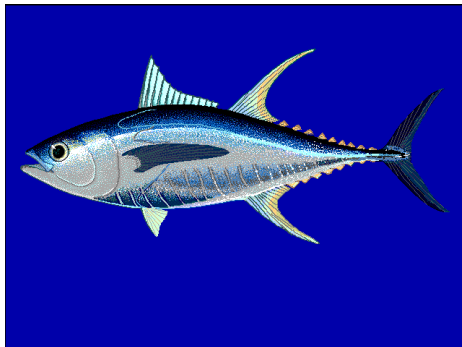
Este es un recurso que tiene un componente de seguridad alimentaria significativo, toda vez que se captura cerca a la costa y en su mayoría por la pesca artesanal. Sin embargo, Este es de los pocos recursos que se puede decir que su aprovechamiento es aceptable.

Dado que no hay pesquerías dirigidas a tiburones, se recomienda fortalecer las buenas prácticas pesqueras que incentiven el descarte vivo cuando estas especies se capturen incidentalmente sin perjuicio de afectar la seguridad alimentaria en poblaciones costeras rurales. Se recomienda mirar otras medidas de manejo que avoquen a proteger momentos claves de la historia de vida de estos peces.

A partir de las estimaciones realizadas de la tasa de explotación de 1.07, biomasa relativa de 0.901, la mortalidad por pesca actual de 0.186 año⁻¹, y la mortalidad por pesca en rendimiento máximo sostenible 0.174 año⁻¹, se propone que el rendimiento máximo sostenible (MSY) para la especie sea un valor de $9.03 \pm (6.23 - 13)$ toneladas.

4.4 Atunes

4.4.1 Pesquerías de atún aleta amarilla (*Thunnus albacares* (Bonnaterre, 1788))



Nombre en inglés: Yellowfin tuna

4.4.1.1 Antecedentes del recurso

Esta es una pesquería típicamente pelágica, el recurso tiene una distribución pan tropical que por su importancia económica y ecológica propicio que su manejo se hiciera bajo el dominio de una OROP que fue la Comisión Interamericana del Atún tropical CIAT y se encarga desde temas de investigación hasta temas de ordenamiento.

4.4.1.2 Modelos CMSY y BSM para el análisis de las pesquerías del atún aleta amarilla.

La serie histórica de los datos de capturas muestra que estas pesquerías tenían producciones bajas y luego se fueron incrementado hasta llegar a un máximo de producción hacia el 2015, igualmente la relación de la tasa de biomasa relativa (B/K) a través del tiempo, mostró que el punto inicial de la respuesta prior del modelo bayesiano tuvo un rango entre 0.2 a 0.6; luego en el punto de quiebre el rango estuvo entre 0.5 a 0.8 y en el último año se estabilizó entre 0.2 a 0.5; la tasa de aprovechamiento fue inferior al valor máximo de 1 que indica que las pesquerías están en niveles adecuados; lo anterior se corrobora con la curva de equilibrio que muestra un sistema de aprovechamiento por encima del valor máximo (Figura 4-160).

Dentro de los análisis que determinaron el estado de salud del recursos se estructuró comparación entre las capturas y el MSY, el resultado presentó un comportamiento que está dentro de los niveles permitidos, ya que en ningún momento se pasó este marcador; de otra parte el análisis del aprovechamiento del recurso también mostró que la tasas de aprovechamiento (F/F_{ms}) nunca sobrepasó el nivel de 1 que es el referente de equilibrio; finalmente la evolución de la biomasa a través de la biomasa relativa (B/B_{ms}), casi siempre estuvo por encima de los niveles de referencia (Figura 4-161).

Como medidas de manejo se tuvieron que la tasa de biomasa relativa está en un nivel bastante aceptable de 0.934 con una tasa de explotación de 0.674 que también es alentador para la situación del recurso (Tabla 2-1).

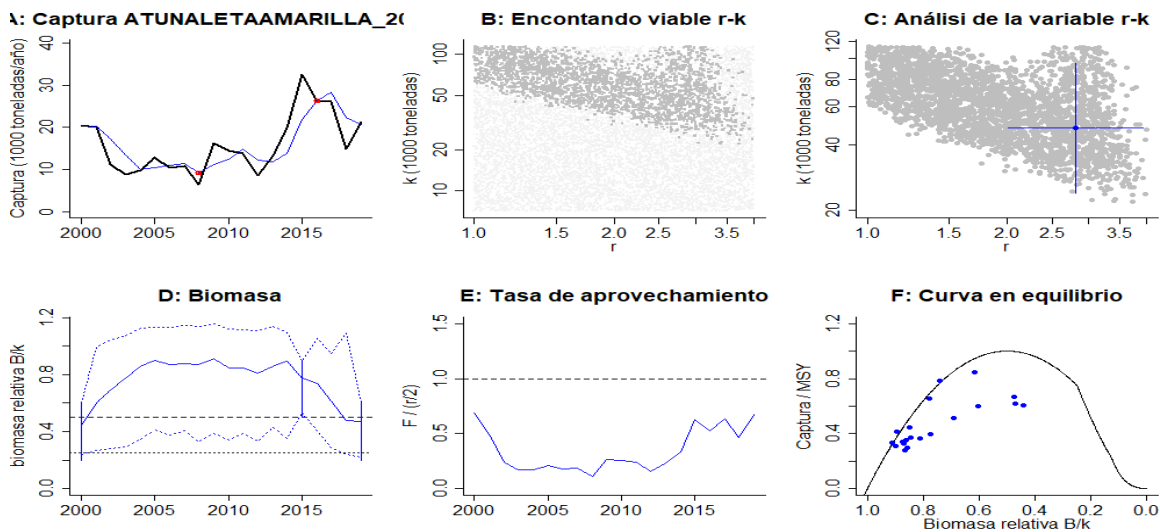


Figura 4-160. Modelación de las pesquerías del atún aleta amarilla del Pacífico colombiano. El panel superior izquierdo muestra el comportamiento de las pesquerías con límites de confianza aproximada al 95%, y el comportamiento de análisis de la determinación de K y r al 95%. El panel inferior muestra el comportamiento de las biomazas relativas las línea verticales muestra la distribución bayesiana en los análisis prior, en la parte central se muestra la tasa de aprovechamiento se muestra en línea discontinua el nivel máximo de equilibrio. en la gráfica del extremo derecho se muestra la curva de equilibrio en azul están los puntos muestra los valores estimados.

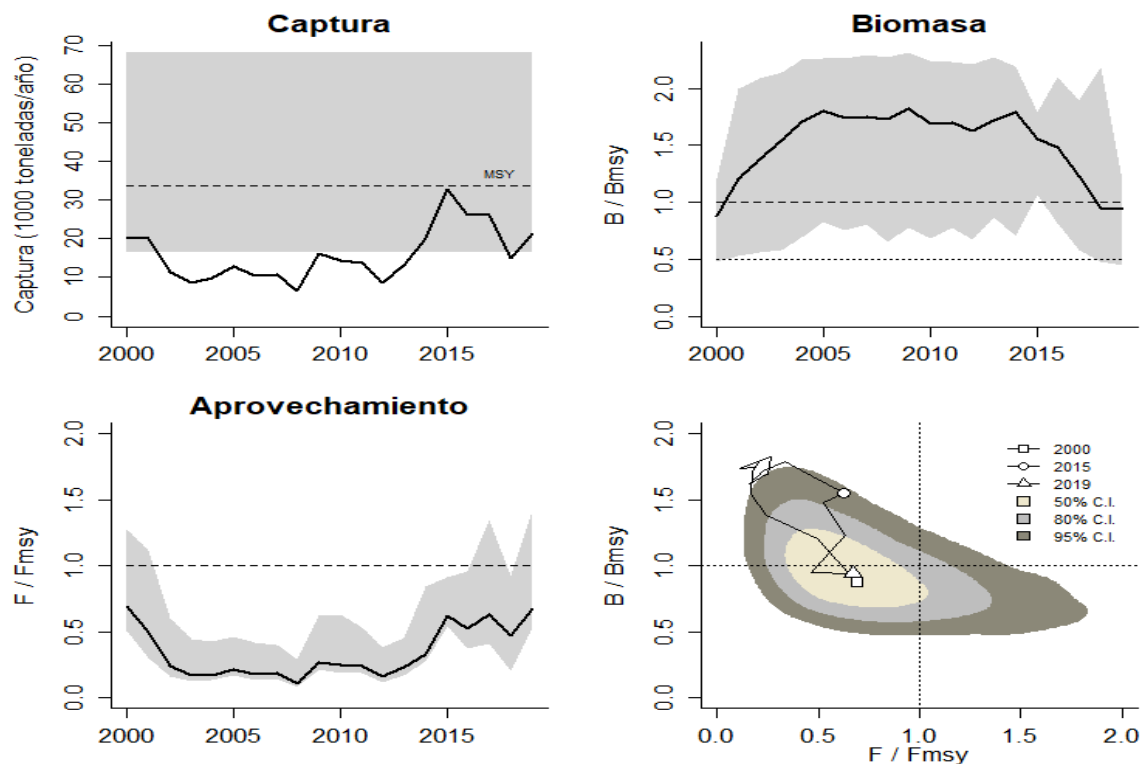


Figura 4-161. Análisis de las pesquerías del atún aleta amarilla para el Pacífico colombiano. El panel superior izquierdo muestra el comportamiento de las capturas [curva negra] y la zona gris muestra el nivel de seguridad al 95%. El panel superior derecho muestra la tasa de aprovechamiento de la biomasa frente al RMS. El panel inferior izquierdo muestra la tasa de aprovechamiento frente a al estándar donde $F = F_{msy}$ [línea punteada] y el observado

[curva negra] la zona gris es el nivel de seguridad al 95%, el panel inferior derecho muestra el resumen de las tasas relativas de biomasa y las tasas relativas de esfuerzo.

Finalmente, toda esta información se integró en un gráfico probabilístico de fases de Kobe, que muestra el recorrido de las capturas que casi siempre han estado en la zona segura con tres años en la fase de recuperación por lo que los resultados son alentadores con un 44 % de probabilidades que se esté en zona de recuperación y un 3.1% que este en óptimas condiciones (Figura 4-162).

Tabla 4-118. Cálculo de los principales parámetros y puntos de referencia para recomendar el manejo del recurso pesquero atuna aleta amarilla en el Pacífico.

	95% CI				Decisión
Fmsy	1.4	1	1.96	sí B > 1/2 Bmsy; Fmsy = 0.5r	1.4
Fmsy	1.4	1	1.96	sí B < 1/2 Bmsy; r y Fmsy se reducen linealmente	
MSY	33,600	16,600	68,100		
Bmsy	23,900	23,900	23,900		
			2.5 th prec	297.5 th prec	
Biomasa último año		22,600	10,700		28,400
B/Bmsy último año		0.934	0.446		1.19
Mortalidad pesca último año		0.947	0.751		2
explotación F/Fmsy		0.674	0.535		1.42

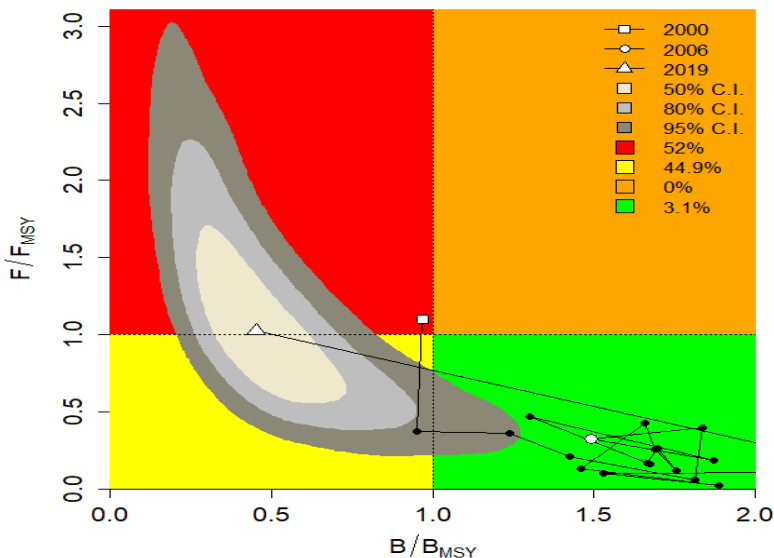


Figura 4-162. Análisis de las pesquerías del atún aleta amarilla en la cuenca del Pacífico colombiano, utilizando el gráfico de fases de Kobe.

4.4.1.3 Conclusiones

Los análisis realizados para este recurso permiten concluir que las pesquerías se encuentran en un nivel de aprovechamiento aceptable y que por lo tanto la cuota de pesca para el 2021 e pueden considerar entre los rango de 16.600 - 68.100 toneladas.

4.4.2 Pesquerías de barrilete (*Katsuwonus pelamis* (Linnaeus, 1758))



Male picture by Freitas, R.

Este recurso es de distribución cosmopolita que habita hasta los 260 m de profundidad; sus pesquerías junto con las del atún aleta amarilla se constituyen en una de las fuentes de ingresos más importantes para la industria pesquera del país.

4.4.2.1 Modelos CMSY y BSM para el análisis de las pesquerías del atún barrilete.

El análisis del comportamiento de las pesquerías desde el año 2000 hasta la fecha presentó un sistema casi estable si mayores variaciones lo cual se pudo detectar en el cálculo de la media móvil (línea azul de la gráfica de capturas); la estimación de las proyecciones prior de la modelación bayesiana muestran una tasa relativa de biomasa inicial con un rango entre 0.2 hasta 0.5 en el punto de quiebre año 2005 el rango subió estuvo entre 0.5 a 0.85 para luego decaer hasta un rango entre 0.1 hasta 0.4; la tasa de aprovechamiento excepto para el primer año de la serie temporal siempre estuvo por debajo del nivel de referencia; de otra parte en la curva de equilibrio se puede notar que todas las estimaciones de la tasa productiva (captura/MSY) estuvieron por debajo del nivel de máximo rendimiento sostenible (Figura 4-163).

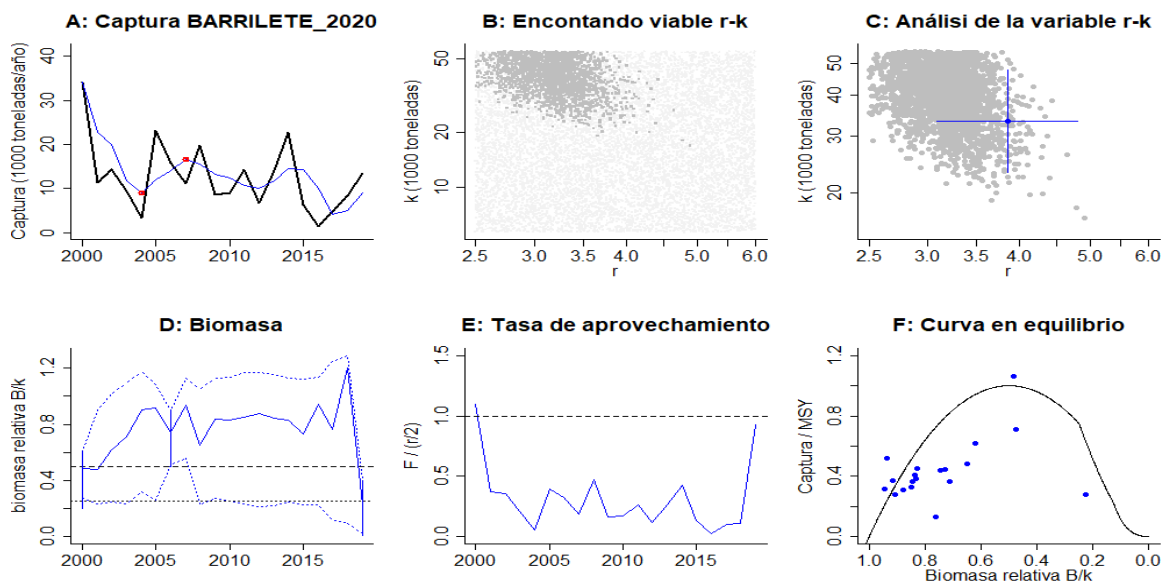


Figura 4-163. Modelación de las pesquerías del atún barrilete del Pacífico colombiano. El panel superior izquierdo muestra el comportamiento de las pesquerías con límites de confianza aproximada al 95%, y el comportamiento de análisis de la determinación de K y r al 95%. El panel inferior muestra el comportamiento de las biomazas relativas las líneas verticales muestra la distribución bayesiana en los análisis prior, en la parte central se muestra la tasa de aprovechamiento se muestra en línea discontinua el nivel máximo de equilibrio. en la gráfica del extremo derecho se muestra la curva de equilibrio en azul están los puntos muestra los valores estimados.

Desde el otro enfoque de los cálculos productivos se analizó la relación entre las capturas y el niveles de referencia (MSY) se encontró que éstos con excepción del primer año nunca alcanzaron el valor de referencia, igual situación se presentó para el nivel de aprovechamiento utilizando la tasas F/F_{MSY} donde estas tasas siempre estuvieron por debajo del valor de referencia teniendo como máximo que en dos años se alcanzó este valor de referencia, esta información se encontró concordante con el análisis de las biomazas, cuya tasa relativa también se mantuvo por encima del nivel de referencia, aunque para el último año este ascendió (Figura 4-164).

Finalmente, la estimación de los parámetros que sirven como puntos de referencia mostraron que el MSY es de 32.200 toneladas con una biomasa relativa de 0.452 que está en los horizontes de seguridad, y una tasa de explotación de 1.02 que también está en los límites de seguridad (Tabla 4-119).

Finalmente, esta información fue ingresada en la gráfica probabilística de fases de Kobe donde se encontró que la probabilidad de recuperación del recurso está en el 4.9%, que permite concluir que se puede hacer un análisis con la CIAT para determinar en qué nivel se encuentra el stock en el área del OPO de esta especie (Figura 4-165).

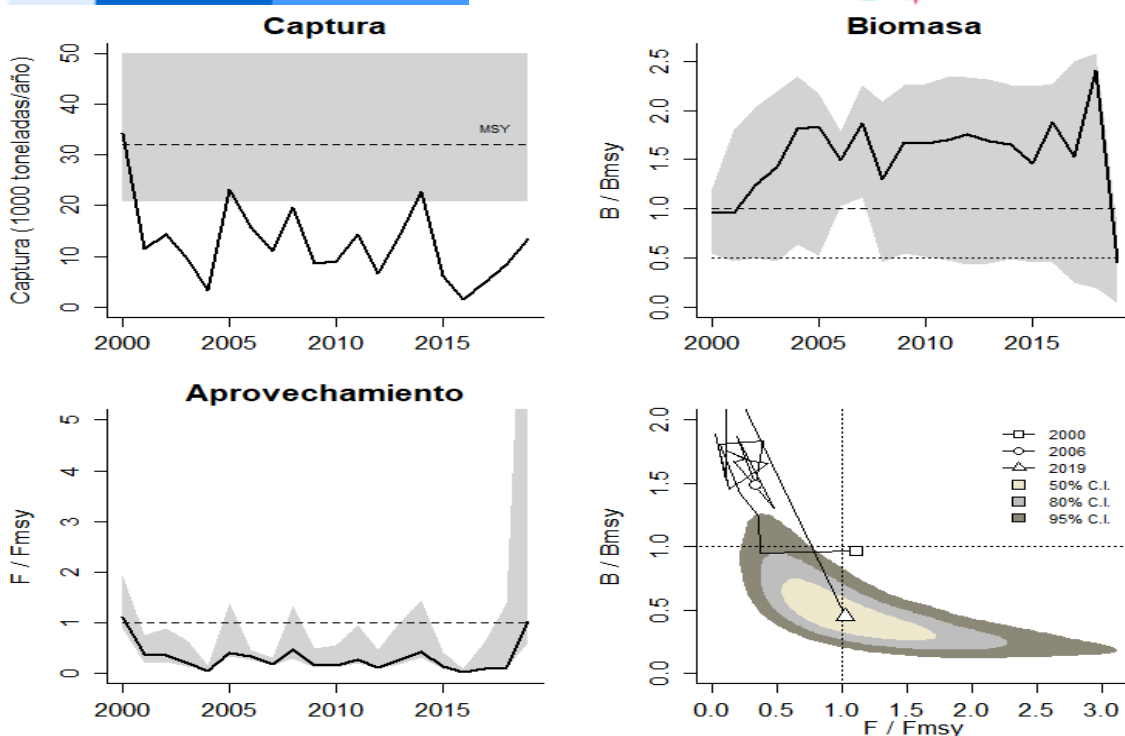


Figura 4-164. Análisis de las pesquerías del atún barrilete para el Pacífico colombiano. El panel superior izquierdo muestra el comportamiento de las capturas [curva negra] y la zona gris muestra el nivel de seguridad al 95%. El panel superior derecho muestra la tasa de aprovechamiento de la biomasa frente al RMS. El panel inferior izquierdo muestra la tasa de aprovechamiento frente a al estándar donde $F = F_{msy}$ [línea punteada] y el observado [curva negra] la zona gris es el nivel de seguridad al 95%, el panel inferior derecho muestra el resumen de las tasas relativas de biomasa y las tasas relativas de esfuerzo.

Tabla 4-119. Cálculo de los principales parámetros y puntos de referencia para recomendar el manejo del recurso pesquero atún barrilete en el Pacífico.

		95% CI			Decisión
Fmsy	1.93	1.55	2.4	sí $B > 1/2 B_{msy}$; $F_{msy} = 0.5r$	1.74
Fmsy	1.74	1.4	2.17	sí $B < 1/2 B_{msy}$; r y F_{msy} se reducen linealmente	
MSY	32,200	20,700	50,000		
Bmsy	16,700	11,600	24,000		
			2.5 th prec	97.5 th prec	
Biomasa último año		7,540	743		13,100
B/Bmsy último año		0.452	0.0445		0.784
Mortalidad pesca último año		1.79	1.03		18.1
Explotación F/Fmsy		1.02	0.591		10.4

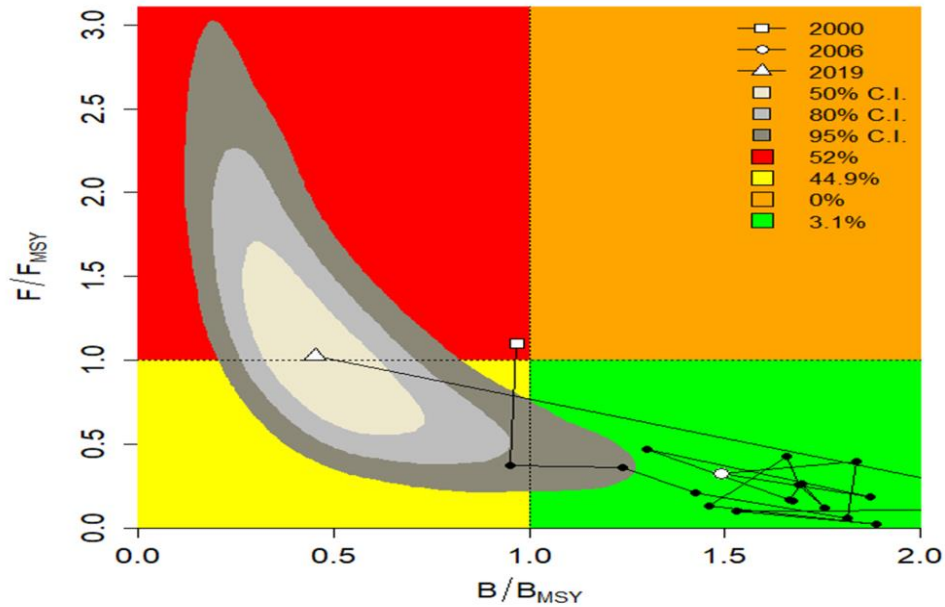


Figura 4-165. Análisis de las pesquerías del atún barrilete en la cuenca del Pacífico colombiano, utilizando el gráfico de fases de Kobe.

4.4.2.2 Conclusiones.

Las pesquerías de esta especie en líneas generales están en buenas condiciones con una alta probabilidad de que se encuentre en fase de recuperación (44.9%) y que inclusive este en la fase optima con un 3.1% por lo tanto su cuotas puede ser asignadas entre las 20.200 a las 50.00 toneladas

4.4.3 Pesquerías de patudo (*Thunnus obsesus* (Lowe, 1839))



Photo taken from the website of CAFS (<http://zzzy.cafs.ac.cn/>).

Nombre en inglés: Bieye tuna.

4.4.3.1 Antecedentes del recurso patudo

Esta especie se distribuye en el Océano Atlántico, Índico y en el Pacífico en áreas tropicales y subtropicales es altamente migratorio y usualmente se encuentra entre las 0 a los 1500 m de profundidad. (Fishbase, 2020).

4.4.3.2 Modelos CMSY y BSM para el análisis de las pesquerías de la pelada.

El desarrollo histórico de las pesquerías en aguas colombianas muestra que desde el 2000 decayó y se mantuvo en niveles bajo de aprovechamiento hasta el 2014 donde mostró una remontada importante y luego descendió aunque se ha mantenido en la línea media de este recorrido temporal; las biomásas presentaron un rango de biomásas relativas entre 0.2 hasta 0.6 tuvo su máximo en el punto de quiebre de 2014 del análisis bayesiano en su enfoque prior que fue de un rango superior al primero entre 0.5 hasta 0.8, pero finalmente decayó sensiblemente para el 2019 entre 0.1 hasta 0.25; la tasa de aprovechamiento ($F/(r/2)$) analizada como respuesta de la misma frente al nivel de referencia mostró que para los últimos años los niveles fueron superiores al nivel de seguridad, esto se ve relacionado con la curva de equilibrio que muestra estimaciones por debajo de punto de referencia MSY aunque en una proporción del 20% de los datos estuvieron en el nivel óptimo (Figura 4-166).

El estudio continuó con la evaluación de las capturas frente a su nivel de referencia MSY a los cuales los cálculos mostraron que hacia el 2014 se sobrepasó este nivel, aunque para los dos años más recientes ha disminuido; la tasa de aprovechamiento F/F_{MSY} mostró un comportamiento compatible con el primer análisis ya que a partir del 2014 los datos mostraron un crecimiento que apuntó a estar por encima del nivel de seguridad; finalmente el comportamiento de las biomásas relativas (B/B_{msy}) también decayeron inclusive hasta niveles por debajo de 0.5 que podría estar afectando el reclutamiento que sea capaz de sostener el MSY (Figura 4-167).

Finalmente se hicieron cálculos sobre los parámetros y puntos de referencia que sirvan para servir de medidas regulatorias en la administración del recurso; como primera medida se encontró un MSY de 881 toneladas, con una biomasa relativa de 0.349 que ya está por debajo de los niveles de referencia, así como la tala de aprovechamiento F/F_{msy} de 1.56 que también está por encima del valor de referencia de 1 (Tabla 4-120).

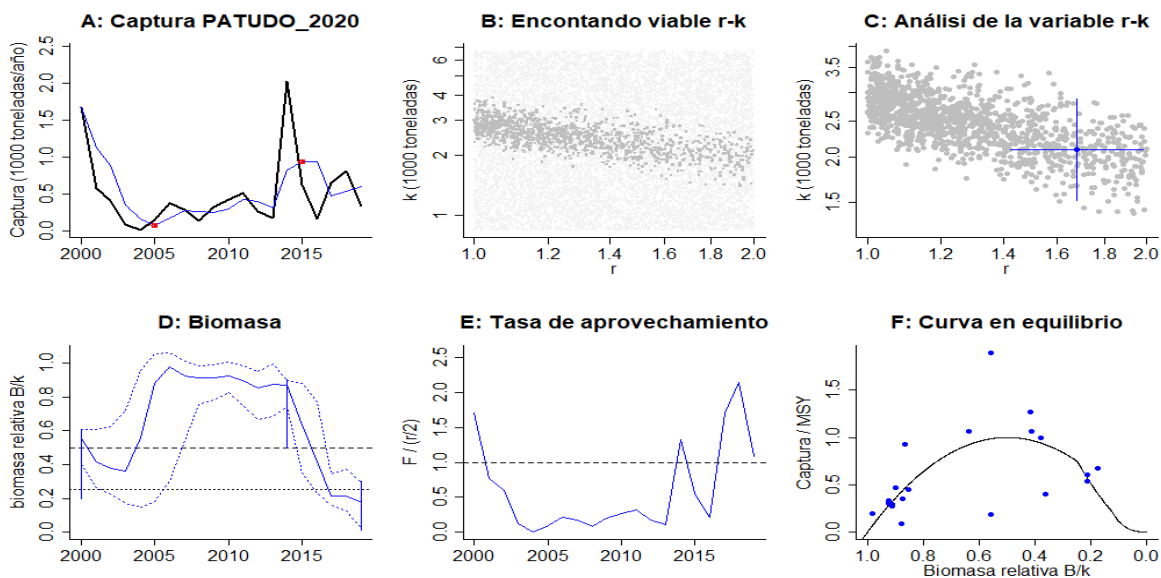


Figura 4-166. Modelación de las pesquerías del atún patudo del Pacífico colombiano. El panel superior izquierdo muestra el comportamiento de las pesquerías con límites de confianza aproximada al 95%, y el comportamiento de análisis de la determinación de K y r al 95%. El panel inferior muestra el comportamiento de las biomazas las línea verticales muestra la distribución bayesiana en los análisis prior, en la parte central se muestra la tasa de aprovechamiento se muestra en línea discontinua el nivel máximo de equilibrio. en la gráfica del extremo derecho se muestra la curva de equilibrio en azul están los puntos muestra los valores estimados.

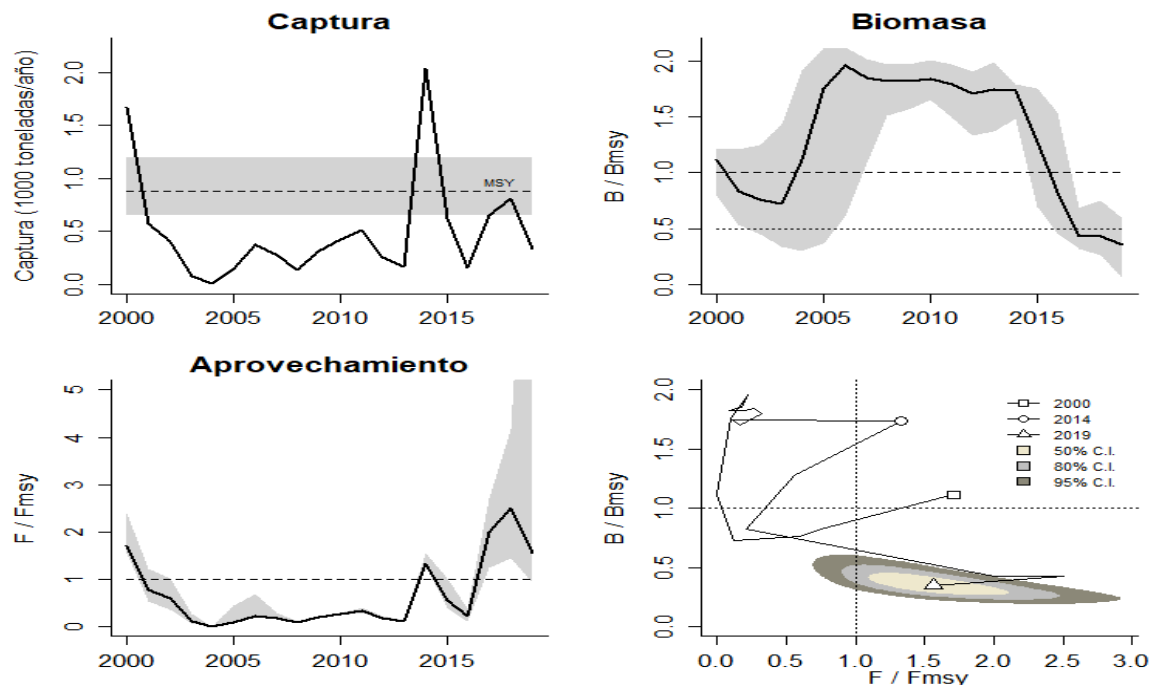


Figura 4-167. Análisis de las pesquerías del atún patudo el Pacífico colombiano. El panel superior izquierdo muestra el comportamiento de las capturas [curva negra] y la zona gris muestra el nivel de seguridad al 95%. El panel superior derecho muestra la tasa de aprovechamiento de la biomasa frente al RMS. El panel inferior izquierdo muestra la tasa de aprovechamiento frente a al estándar donde $F = F_{msy}$ [línea punteada] y el observado [curva negra] la zona gris es el nivel de seguridad al 95%, el panel inferior derecho muestra el resumen de las tasas relativas de biomazas y las tasas relativas de esfuerzo.

Tabla 4-120. Cálculo de los principales parámetros y puntos de referencia para recomendar el manejo del recurso pesquero atún patudo en el Pacífico.

		95% CI				Decisión
Fmsy	0.841	0.714	0.991	sí $B > 1/2 B_{msy}$; $F_{msy} = 0.5r$		0.588
Fmsy	0.588	0.499	0.692	sí $B < 1/2 B_{msy}$; r y Fmsy se reducen linealmente		
MSY	881	650	1,190			
Bmsy	1,050	761	1,440			
			2.5 th prec		297.5 th prec	
Biomasa último año		366	50		614	
B/Bmsy último año		0.349	0.0479		0.586	
Mortalidad pesca último año		0.919	0.547		6.7	
explotación F/Fmsy						
		1.56	0.931		11.4	

Una vez que se realizaron todos los cálculos esta información fue evaluada mediante la gráfica probabilística de fase de Kobe que en líneas generales muestra que esta pesquería se mantuvo en buenos niveles en los primeros años, pero a partir del 2014, la situación se complicó y en la actualidad los registros muestran que la pesquería está en una zona de riesgo con una probabilidad que este en zona de recuperación de 4.9% ()

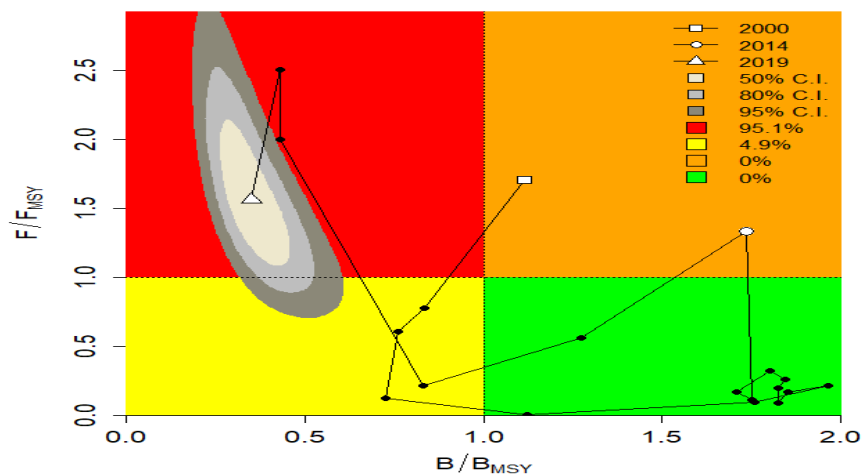


Figura 4-168. Análisis de las pesquerías del atún patudo en la cuenca del Pacífico colombiano, utilizando el gráfico de fases de Kobe.

4.4.3.3 Conclusiones.

De los recursos de atunes el más deficiente es el patudo ya que para los últimos años de sus pesquerías se han dirigido hacia los niveles de sobre aprovechamiento por lo tanto con los resultados obtenidos no se recomienda un cuota superior a los 650 toneladas.

4.5 Consideraciones generales

Con el fin de presentar una visión de los resultados que la autoridad de pesca AUNAP ha podido desarrollar con todas las bases de datos disponibles desde los datos de INDERENA, hasta los registros del Servicio Estadístico Pesquero SEPEC efectuado dentro de la geografía de la cuenca del Pacífico colombiano; se elaboró una tabla que consigna la evaluación integral de todos los modelos que el conocimiento que se tiene de la ciencia pesquera.

El cuadro que a continuación se presenta trata de incluir las estimaciones de los puntos de referencia más relevantes de los puntos de referencia que en marcan desde los más objetivos que son las biomásas relativas (B/K , B/B_0 , C/C_{msy}) hasta los límites determinados por el rendimiento máximo sostenible (MSY), así como estimaciones de las biomásas iniciales y las tasas de tipo pesquero y ecológico que suministran los diferentes modelos.

Aunque este documento no tiene como objetivo realizar mediadas de cuotas sobre los recursos de aguas continentales si se considera importante que con los análisis que se pudieron revisar se tomen medidas de ordenación orientadas a desarrollar evaluaciones de artes y métodos de pesca.

4.6 Crustáceos

4.6.1 Pesquerías del camarón blanco [*Litopenaeus occidentalis*, Streets, 18719]

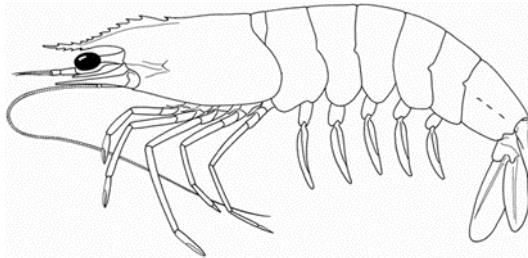


Foto: FAO ©

Nombre en inglés: western White shrimp

4.6.1.1 Antecedentes del recurso

El camarón blanco es la base de las pesquerías tanto industriales como artesanales, y por sus altos precios de mercado se constituye en un generador de divisas y en sustento clave en la economía de los pescadores artesanales.

Es un recurso típicamente bentónico que se distribuye desde los 2 a los 160 m., de profundidad; su distribución geográfica comprende el Océano Pacífico oriental desde México en el Golfo de Tehuantepec hasta la Isla de Tierra de Lobos, Perú y Galápagos. (FishBase consortium, 2020).

Este recurso tiene diferenciación entre adultos y juveniles, los primeros son netamente marinos, mientras que los segundos prefieren aguas estuarinas, debido a que su mayor distribución se alcanza hasta los 27 m., de profundidad y por tal razón considerado como de aguas someras; en especial prefiere ámbitos fangosos. (López & Espinoza, 2005).

En el Salvador, se hizo evaluación de la biología de camarones, incluyendo el camarón blanco. Los investigadores encontraron que para la relación longitud peso las hembras mostraron un coeficiente de b a los 18 metros de 2.1354 y para los 27 m. un valor de $b= 2.0818$; para los machos fue de $b= 2.1687$ a los 18 m., y $b= 2.0506$ a los 27 m. con relación a la proporción sexual encontraron que 62.1% correspondió a hembras y el 37.9% para los machos. (López & Espinoza, 2005).

Su pesca se inicia en Colombia de forma industrial hace más de 50 años. Ya en 1957, los pescadores industriales empezaron con dos embarcaciones realizando faenas de pesca, las cuales produjeron 84 950 libras-colas año Mora [1988]. A partir de esa fecha el negocio fue prosperando y generó no sólo una flota importante, sino que se desarrolló una infraestructura con plantas de proceso que se constituyeron en el principal renglón económico dentro de la pesca en Colombia.

La producción fue creciente hasta 1967, alcanzando rendimiento de 41.749 libras-cola, con una flota pesquera cercana a los 55 barcos, por aquella época ya se estaba alcanzando los niveles de rendimiento máximo sostenible determinados por los estudios realizados. (Mora, 1988) (Figura 4-169)

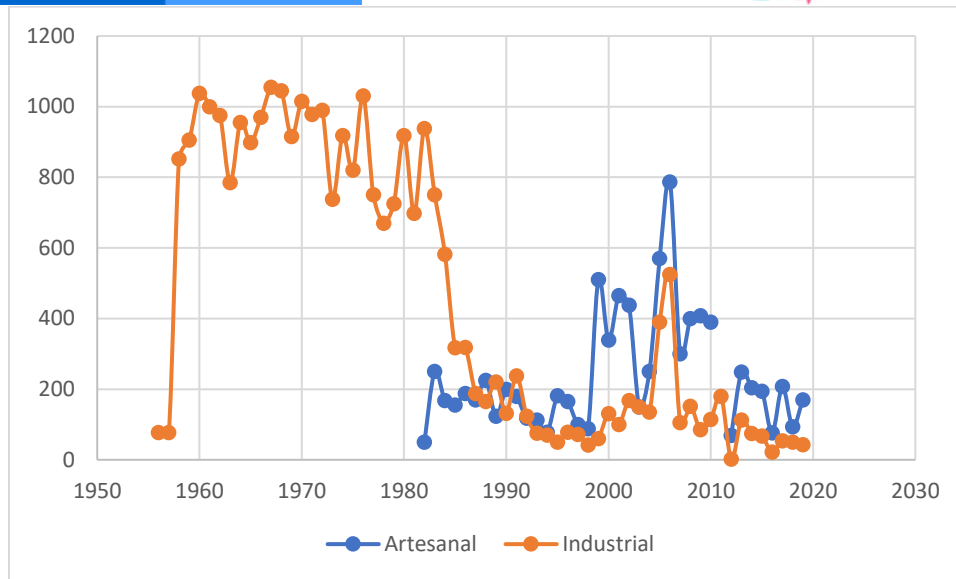


Figura 4-169. Desembarques del camarón blanco *Litopenaeus occidentalis* en la cuenca del Pacífico colombiano.

Los niveles se sostuvieron por un tiempo en 2 millones de libras, exceptuando los años de fenómeno de «El Niño» que ocasionó el descenso en los rendimientos. A partir de 1985, el sobre esfuerzo de pesca ejercido [principalmente por la pesca industrial] ocasionó la caída significativa de los rendimientos pesqueros en casi un millón de libras. (Mora, 1988).

El descenso en los rendimientos fue influenciado además por la introducción de un nuevo arte de pesca [red agalleras monofilamento denominada comúnmente «trasmallo electrónico», hacia principios de la década de los años 80. Este arte de pesca tuvo un profundo impacto en la pesquería de la región, debido a su relativo bajo costo y alto rendimiento en la captura, siendo principalmente utilizado por los pescadores artesanales. Durante 1993, se calculó el rendimiento Máximo Sostenible en 1.779.219 libras-colas/año⁻¹. (Gutierrez Bonilla & Barreto, 2019).

Hacia 1993, los niveles de mortalidad de la pesquería se calcularon con valor de $Z= 23,43$ por grupos de tallas en longitud total medida en cm., cifra supremamente elevada para un recurso, evidencia de la alta presión de pesca que se estaba ejerciendo por la flota artesanal e industrial Barreto [1983] en Gutierrez Bonilla & Barreto, 2019.

Polo et al (2014) reportaron para la especie una TMC de 13.4 cm, una TMM de 18.8, rango de tallas entre 9 y 24 cm e hicieron un análisis bibliográfico de lo encontrado hasta ese momento para este recurso. Y establecen recomendaciones para el manejo de este.

Zambrano et al (2018a, b) reportan la especie en las capturas artesanales del pacífico centro y sur colombiano.

Hasta el presente los niveles más bajos reportados no superan las 600 toneladas (AUNAP-UNIMAGDALENA, 2020) (Figura 4-170). Además, recientes estudios muestran que por cada kilo de camarón capturado se capturan 14 kilos de fauna acompañante (FAO, 2018) lo cual impacta los recursos acuáticos no objetivo de la pesquería, diezmandolas y afectando los ecosistemas y sus cadenas tróficas.

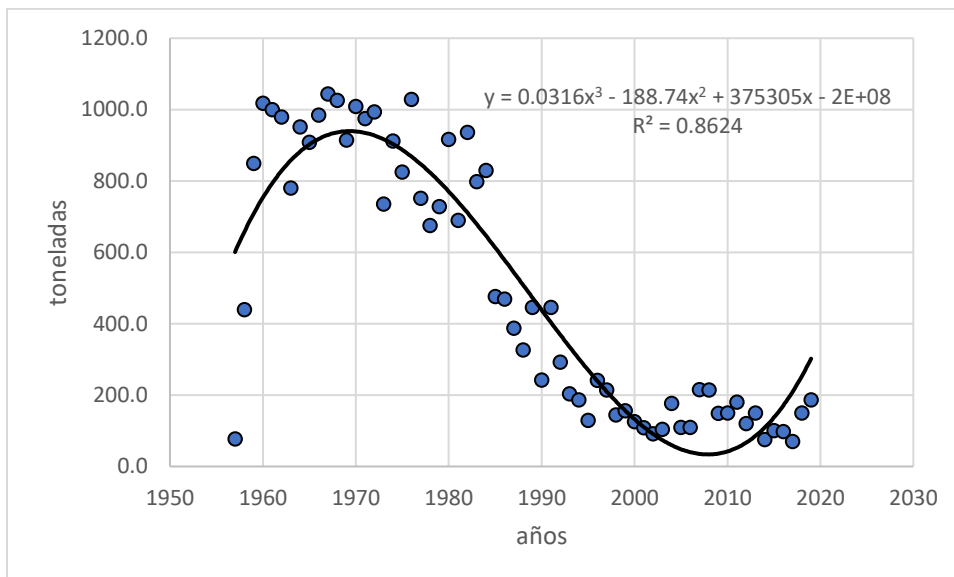


Figura 4-170. Modelación estadística de las pesquerías del camarón blanco *Litopenaeus occidentalis* en el Pacífico colombiano.

La abundancia relativa del CAS en el Pacífico durante 2019 fue de 5,5 kg/h, siendo superior a la del año anterior [2,9 kg/h] y representando el nivel más bajo de toda la serie de tiempo evaluada (AUNAP-UNIMAGDALENA, 2020). En esta pesquería se ejerce una presión secuencial de pesca industrial y artesanal sobre las poblaciones, lo que ha llevado al estado actual de sobreexplotación del recurso.

4.6.1.2 Análisis de los datos biológicos de las pesquerías de camarón blanco

En los análisis realizados sobre los factores que influyen en la historia de vida del camarón blanco se ha encontrado, que es una especie de crecimiento rápido, pues su tasa metabólica es casi de 1, por lo que se ha podido detectar que este organismos en el transcurso entre tres o cuatro meses es adulto; de todas maneras el crecimiento encontrado muestra que la especie es del tipo alométrico negativo [$P < 0.05$]; de otra aparte, las condiciones de mortalidad mostraron una tasa instantánea de mortalidad total bastante alta, igualmente la tasas de mortalidad por pesca es un valor muy alto; que por ser este un recurso de capacidad de renovación constante en periodos de tiempo cortos, por lo que prácticamente las poblaciones depende casi exclusivamente del reclutamiento (García & Le Reste, 1986); de no ser por esto el camarón blanco estaría en graves problemas; sin embargo, es importante resaltar que en esta fase de la evaluación del recurso la tasa de aprovechamiento [E] es bastante alta. (Tabla 4-121)

Tabla 4-121. Relación de los parámetros estimados para *Litopenaeus occidentalis* en la cuenca del Pacífico colombiano.

a	B	r^2	T.M. [cm]	T.M.C. [cm]	Loo [cm]	k	Z	M	F	E
0.0145	2.8341	0.8127	18.48	16.7	26.73	0.95	5.89	1.69	4.2	0.71

4.6.1.3 Análisis de los datos de dinámica de poblaciones de camarón blanco

En los análisis realizados hasta el 2015 y con los primeros modelos implementados, se estimó que los puntos de referencia fueron un poco inferiores a los recomendados por (Mora, 1988), con un aprovechamiento de la biomasa productiva hasta del 28%, que aparentemente no fue un nivel muy alto, debido a que las tallas son favorables y supera la unidad que es el valor límite. (Tabla 4-122)

Tabla 4-122. Estimación de los principales parámetros poblacionales de *Litopenaeus occidentalis* de la cuenca del Pacífico colombiano.

RMS [ton.]	PRO [\$]	B/K	q	TM/TMC	Fuente	Modelo usado	Observación
760	23*10 ⁹	0.82	0.004	1.10658683	Gutiérrez-Bonilla & Barreto 2019.	Bioeconómico Schaefer & Gordon; Bayesiano.	13540

4.6.1.4 Evaluación del estado de salud del stock con la modelación LBB para el camarón blanco

La revisión de las distribuciones de las tallas a través de los años muestreados, mostró un comportamiento de acuerdo con las expectativas esperadas por el diseño, y se ajusten al tipo de selectividad diseñado para este modelo (Froese, y otros, 2018), solamente los dos primeros años presentaron un ligero variante posiblemente debido a que la intensidad de pesca con las redes de arrastre de los barcos, tiene una capacidad de captura en los ejemplares juveniles inferior a la que tiene los pescadores artesanales con las redes de arrastre tipo «changa». (Figura 4-171, Figura 4-172)

Tabla 4-123. Resultados de las estimaciones paramétrica de las diferentes tasas de aprovechamiento del camarón blanco *Litopenaeus occidentalis*. Se muestra el cálculo prior de estos cálculos.

Loo prior	37.5	SD	0.375	unidades cm			
Z/K prior	2.7	SD	5.9	M/K prior =	1.5	SD	0.15
F/K prior	1.2	(con un rango amplio t = 4 en una distribución log-normal)					
Lc prior	10.3	SD	1.03	alfa prior =	63.7	SD	6.37

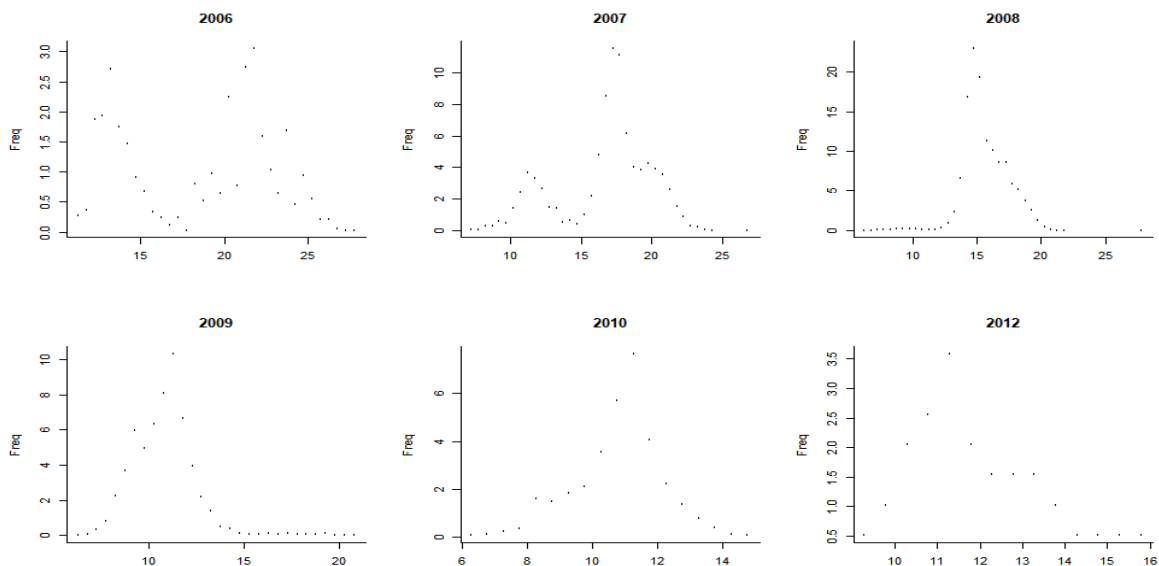


Figura 4-171. Distribución de las tallas del camarón blanco *Litopenaeus occidentalis*, entre los años 2006 a 2012. Las tallas presentan en típico comportamiento de la estructura de selectividad.

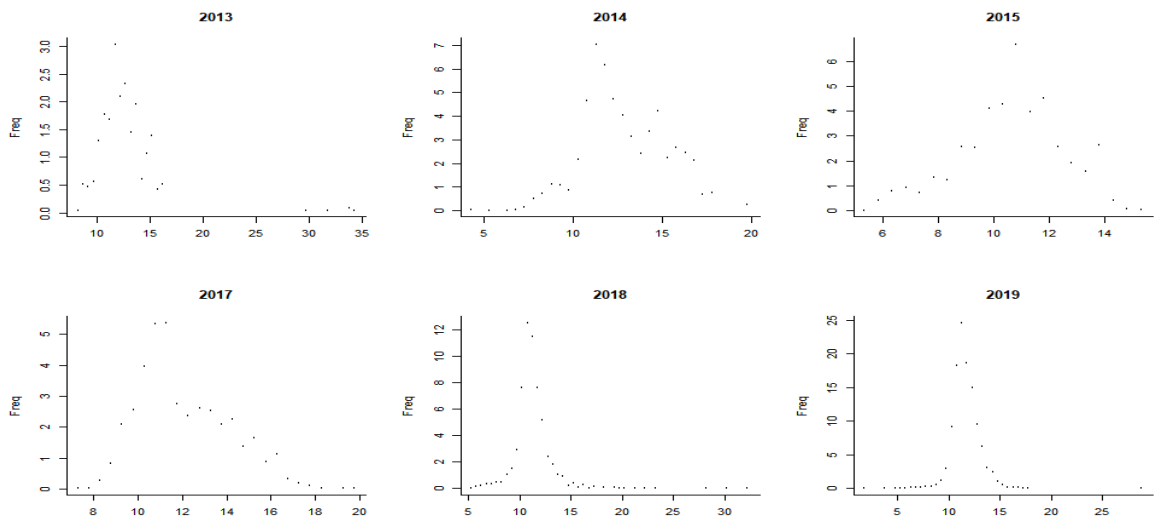


Figura 4-172. Distribución de las tallas del camarón blanco *Litopenaeus occidentalis*, entre los años 2013 a 2019. Las tallas presentan en típico comportamiento de la estructura de selectividad.

Tabla 4-124. Estimación general de parámetros y tasas de aprovechamiento del camarón blanco *Litopenaeus occidentalis* obtenidos de las pesquerías de la cuenca del Pacífico colombiano.

L _{oo}	37.1	rango	36.4	37.8
L _{op}	25	L _{opt} /L _{inf} =	0.67	
L _{c_opt}	24	L _{c_opt} /L _{inf}	0.64	
M/K	1.48	rango	1.21	1.82
F/K	11	rango	10.4	11.7
Z/K	12.4	rango	12	13.2
F/M	7.42	rango	6.03	9.92
B/Bo F=M Lc = L _{c_opt}		0.368		
B/Bo	0.0229	rango	0.0164	0.0314
Y/R´ F=M Lc = L _{c_opt}		0.0471		
Y/R´	0.0021	rango	0.00151	0.00288

De lo analizado, se puede inferir que las diferencias en las estimaciones de algunos parámetros mostraron aspectos curiosos en su evaluación; primero no hay casi diferencias en cuanto a la estimación de la longitud asintótica, pero si en la tasa Z/K que pasó a ser muy superior [180 veces] y distante del valor prior estimado (Tabla 4-123), que estaría indicando de por si un síntoma de sobre explotación. La comparación entre las tallas medias frente a la talla optima [L_{opt}.], han presentado variaciones amplias que hace que las pesquerías estén presionando más el recurso ya que las tallas medias fueron para el último año inferiores al primero, y muy lejos de su valor límite de comparación y la talla de la primera captura [L_c] frente a su valor óptimo [L_{c_opt}.], que aún está muy lejos del valor objetivo (Figura 4-173, Tabla 4-124).

En cuanto a los resultados de las tasas del esfuerzo relativo o presión de pesca [F/M] se encontró que es extremadamente alto, excepto para los dos primeros años, especialmente en lo que ocurrió en el año 2010, que por las circunstancias sociales y económicas se presionó altamente la productividad del recurso, y como se observó los altos esfuerzos tuvieron como reacción una bajada igualmente fuerte; pero como es de esperarse esto ocasionó una ligera recuperación que volvió a plantear el mismo círculo, para el último año [2019] la presión pesquera volvió a aumentar sensiblemente (Tabla 4-125, Figura 4-173); los resultados de las tasas relativas de aprovechamiento de las biomazas hace un recuento de lo que ocurrió con esta pesquería donde a partir de 2008, se está afectando el reclutamiento ya que todas las tasas se encuentran por debajo del proxi de 0.5 Bmsy (Figura 4-173).

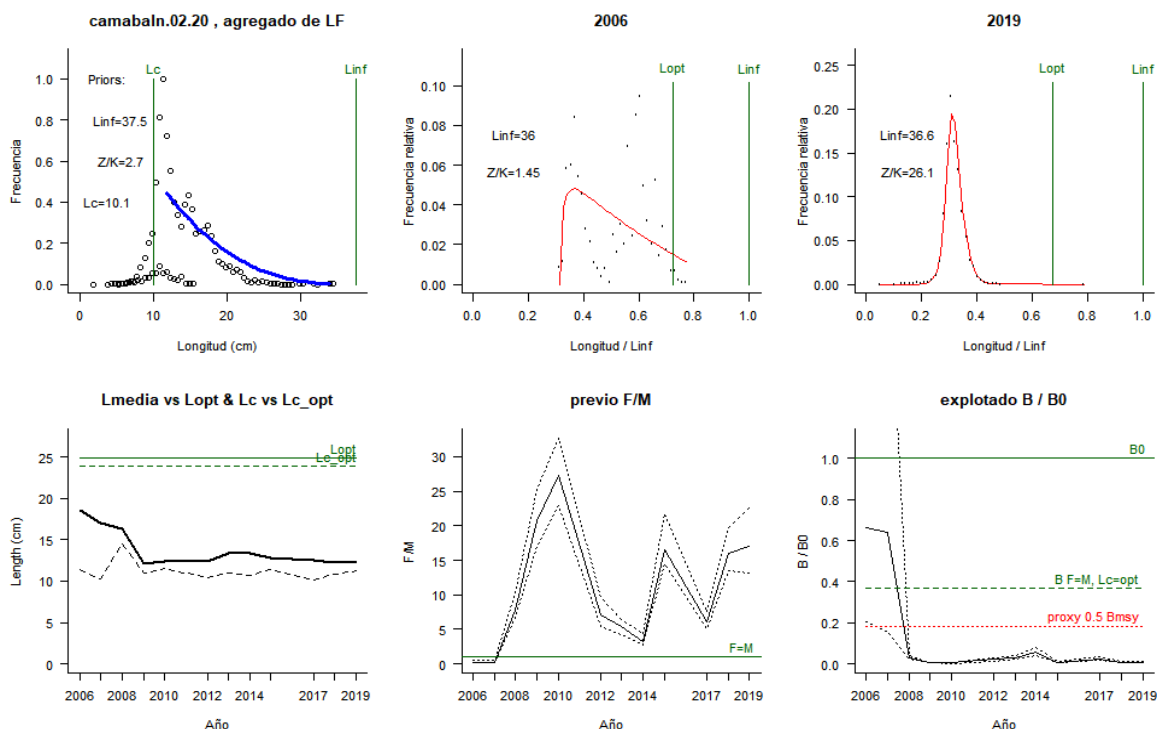


Figura 4-173. Comportamiento de las pesquerías del camarón blanco *Litopenaeus occidentalis* en la cuenca del Pacífico colombiano. El panel superior izquierdo muestra los datos frecuencias de longitudes utilizadas para estimar el pre de Lc., Loo y Z/K. Los paneles medio y derechos superiores muestran los datos de longitudes de frecuencias del primero y último año de la serie de tiempo estudiada. La curva roja muestra el ajuste de la ecuación que provee estimaciones de Z/K, M/K, F/K Lc. Loo, los cuales se calculan y se muestran como referencia. El panel inferior izquierdo muestra L media [curva en negrita] en relación con L opt. y Lc., [curva negra discontinua] con relación a la Lc opt. el panel medio inferior muestra la presión de pesca relativo F/M [curva negra] con límites de confianza aproximados del 95% [curva punteada], con relación al nivel de referencia donde F=M [línea horizontal verde]. El panel inferior derecho muestra la biomasa relativa B/Bo [curva negra] con límites de confianza aproximado del 95% [curva negra punteada] con indicación de un proxi para Bmsy [línea discontinua verde] y un proxi para Bpa o 0.5 de Bmsy [línea de puntos roja].

Tabla 4-125. Estimación, para el último año, de los de parámetros y tasas de aprovechamiento del camarón blanco *Litopenaeus occidentalis* obtenidos para la cuenca del Pacífico colombiano.

		Rango	
Lc =	11.2	11.2	11.3
Alfa	72.2	70.4	74.1
Lpromedio/Lopt		0.49	
Lc/Lcopt	0.47		
L95th	28.8	L95th/Loo	0.79
F/K	25	23.5	25.7
F/M	17	13.2	22.6
Z/K	26.1	25	27.2
Y/R´	0.00058	0.0004	0.00083
B/Bo	0.0074	0.00508	0.0105
B/BMSY	0.02	0.0138	0.0287
Lm50	18.7	Madurez	0.01%

4.6.1.5 Modelos CMSY y BSM para el análisis de las pesquerías de camarón blanco

El primer realizado con la información del camarón blanco, fue inspeccionar su comportamiento frente a la modelación estadística; lo primero que se encontró fue que las capturas se ajustaron perfectamente a el modelo predictivo y todos los datos estuvieron ajustados a la franja del intervalo de confianza el 95%, igualmente las variaciones del proceso no mostraron grandes cambio y todos estuvieron ajustados el intervalo de confianza; mientras que con relación a la CPUE la relación de los datos observados frente a los estimados como pronóstico, se ven bastante ajustados, sin embargo, cuando se analizan los residuos estos se encontraron en la franja roja que indica que existen desajustes, es posible que como después de 1980, los intervalos de confianza se redujeron a niveles muy estrechos mostró un divergencia estadística. (Figura 4-174).

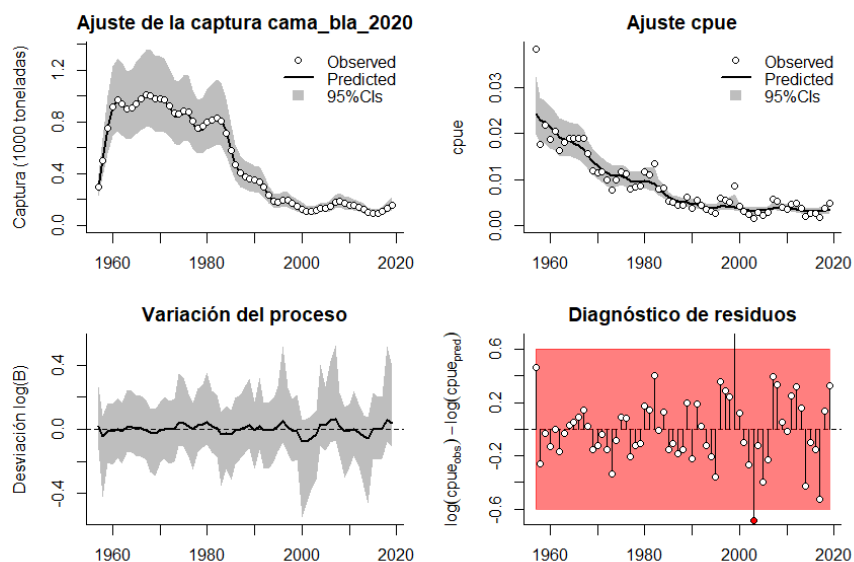


Figura 4-174. Modelación de las pesquerías. En el panel superior izquierdo muestra el comportamiento de las pesquerías del camarón blanco *Litopenaeus occidentalis*, con límites de confianza aproximad ante del 95%. En el panel superior derecho se muestra el ajuste de los datos de CPUE estimados y observados con una aproximación al 95 % de seguridad [zona gris]; en el panel inferior izquierdo se muestra el comportamiento del modelo estimado con una visión del logaritmo de la biomasa, la zona gris es el nivel de seguridad al 95%, el panel inferior izquierdo es en análisis de los residuos de la evaluación del CPUE, la zona en rojo muestra que hay algunas diferencias de estos residuos frente al comportamiento normal de los mismos.

Estadísticamente, las densidades de la evaluación prior y posterior de los referentes paramétricos de la evaluación del recurso; en primera instancia, los análisis de las capturas, con el modelo CMSY, presentó como mejor ajuste de la razón de las varianzas prior y posterior que la más baja y por lo tanto el mejor ajuste se dio para el rendimiento máximo sostenible [MSY], seguidos por la capacidad de carga del ecosistema [K] y la tasas intrínseca crecimiento poblacional [r] mientras que el mismo análisis realizado para los años base mostraron que el ajuste para 1957, mostró una tasa relativa de biomazas entre 0.6 a 1; luego el referente de 2015 muestra un descenso apreciable con un rango entre 0.01 y 0.4, esto significa que ni siquiera el valor más bajo para el primer año, es igual al valor más alto para este año, y

finalmente las biomazas relativas para el último año [2019] fueron más estrechas aún con un rango entre 0.01 y 0.3. (Figura 4-175)

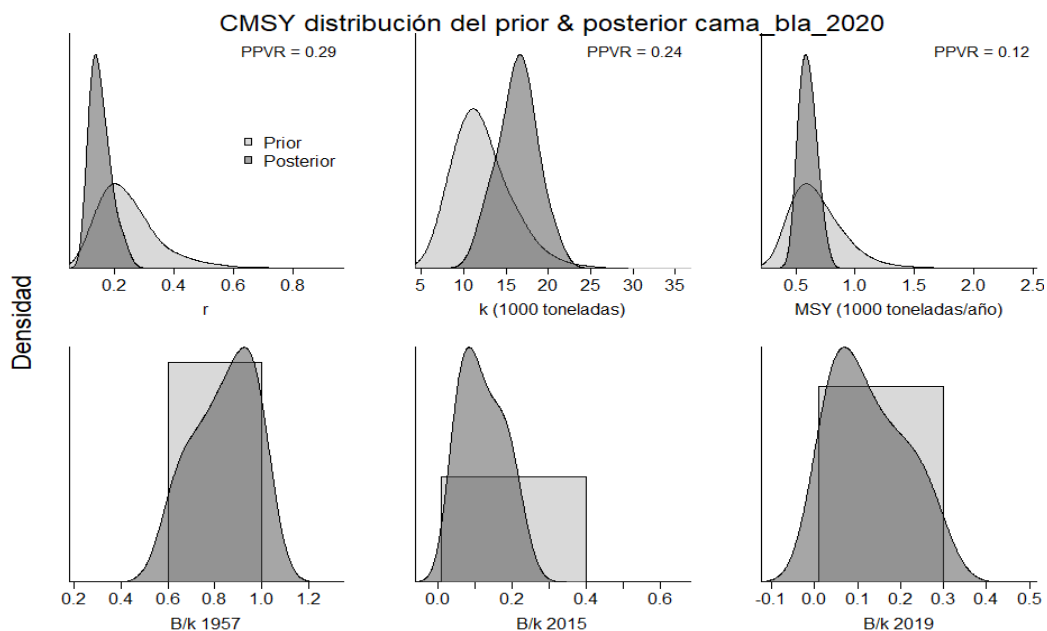


Figura 4-175. Determinación de las zonas de densidad probabilística de los análisis realizados para el camarón blanco *Litopenaeus occidentalis*, aplicando el modelo CMSY, pre y post de la aplicación de la teoría bayesiana. el panel superior se refiere a los ajustes en cuanto a la tasa intrínseca de crecimiento [r], la capacidad de carga del ecosistema [K], y del rendimiento máximo sostenible [MSY]. En el panel inferior está el estudio muestra los mismos análisis probabilísticos para los años iniciales el medio más bajo y el final.

Cuando se agrega al sistema los valores de CPUE, las densidades la situación fue idéntica, por lo que en general el sistema se comportó de manera uniforme; aunque, los valores de PPVR fueron diferentes y los ajustes de las biomazas estuvieron en rangos aún más estrictos, puesto que tanto para el 2015 como el 2019 los límites inferiores estuvieron muy cercanos a cero. (Figura 4-176).

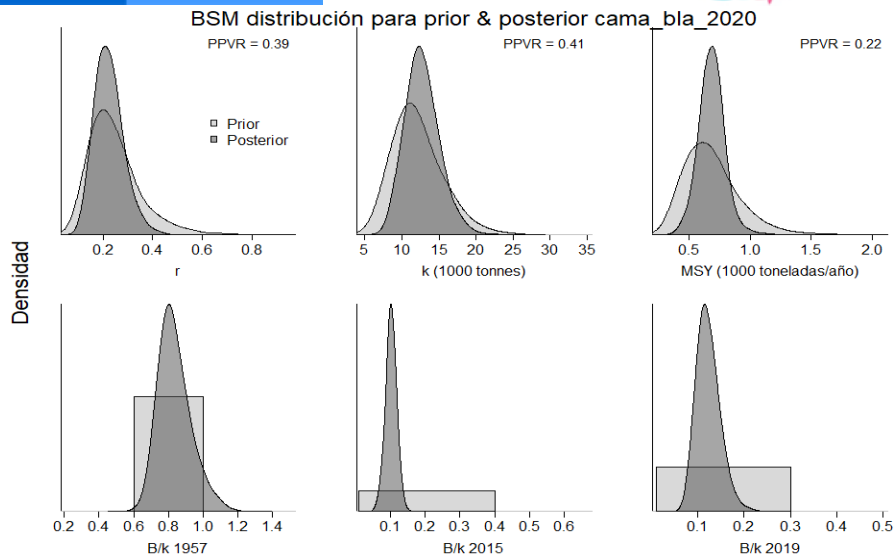


Figura 4-176. Determinación de las zonas de densidad probabilística de los análisis realizados, aplicando el modelo BSMY, pre y post de la aplicación de la teoría bayesiana. el panel superior se refiere a los ajustes en cuanto a la tasa intrínseca de crecimiento [r], la capacidad de carga del ecosistema [K], y del rendimiento máximo sostenible [MSY]. En el panel inferior está el estudio muestra los mismos análisis probabilísticos para los años iniciales el medio más bajo y el final.

El tamaño de stock medido como el comportamiento de la biomasa relativa presentó dos aspectos relevantes: el primero es que el recurso rápidamente decae después de los años 70, el segundo es que los años insignia que se ajusta a este modelo agrupan a los dos últimos en un tiempo corto cerca de tres años. (Figura 4-177)

El otro aspecto que consideramos importante es la tasa de explotación en relación con la presión de pesca F/F_{msy} donde se presentó un aumento muy alto de estas tasas que ejerció su influencia desde el inicio de esta actividad. (Figura 4-177)

La introducción del esfuerzo de pesca en el análisis de la presión de pesca mostró un ajuste para el sistema, y para el último año se hace un ajuste de la tasa de presión de pesca de 3.12 a 2.06, que es el recomendado para ejercer una recuperación del stock (Figura 4-177, Tabla 4-126, Tabla 4-127).

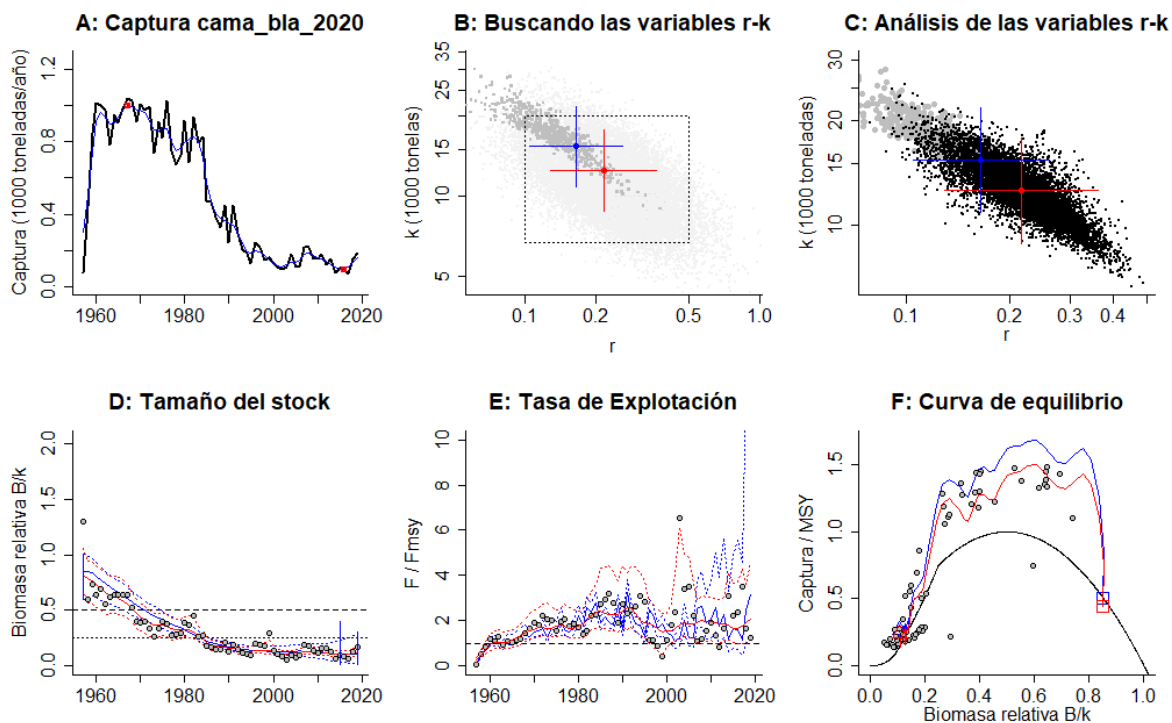


Figura 4-177. Resultados del Análisis de las pesquerías del camarón blanco *Litopenaeus occidentalis* de la cuenca del Pacífico Colombiano utilizando los modelos CMSY y CSB. El panel superior izquierdo muestra en negro las series temporales de capturas y en azul el promedio móvil de tres años con indicación de la captura más alta y baja, como se usa en la estimación de la biomasa previa por las reglas predeterminadas. El panel B muestra el espacio de registro de r-k explorado y en gris oscuro los pares de r-k que el modelo CMSY encontró compatibles con las capturas y la información previa. El panel C muestra el par r-k más probable y sus límites de confianza aproximados del 95% en azul. Los puntos negros son posibles pares r-k encontrados por el modelo BMS, con una cruz roja que indica el par r-k más probable y sus límites de confianza del 95%. El panel D muestra los datos de abundancia disponibles en rojo, escalados a la estimación BSM de $B_{msy}=0.5 k$, y en azul la trayectoria de biomasa estimada por CMSY. Las líneas punteadas indican los percentiles 2.5 y 97.5. Las líneas azules verticales indican los rangos de biomasa anteriores. El panel E muestra en rojo la tasa de cosecha [captura/abundancia] escalada a la estimación $r/2$ de BSM, y en azul la tasa de cosecha correspondiente de CMSY. El panel F muestra la curva de equilibrio de Schaefer de captura/RMS en relación con B/k , con sangría en $B/k < 0.25$ para explicar el reclutamiento reducido en tamaños de stock bajos. Los puntos rojos se escalan por estimaciones de BSM y los puntos azules se escalan por estimaciones de CMSY.

Tabla 4-126. Resultados del CMSY para las pesquerías del camarón blanco *Litopenaeus occidentalis* de la cuenca del Pacífico colombiano.

Parámetros estimados	Valor	C.I. al 95%	
r	0.164	0.104	0.26
MSY	596	484	752
K	15400	10900	21800
		2.2 th perc.	97.5th perc.
Biomasa relativa en el último año	0.109	0.0136	0.291
Explotación $F/(r/2)$ en el último año	3.12	1.17	25

Tabla 4-127. Resultados de modelo Schaefer de tipo bayesiano [BMS] usando capturas y CPUE para las pesquerías del camarón blanco *Litopenaeus occidentalis* de la cuenca del Pacífico colombiano.

Parámetros estimados		Límite inferior	Límite superior
q	0.00235	0.00164	0.00337
		95 % CI	
r	0.216	0.129	0.361
k	12500	8820	17800
MSY	676	498	919
		2.5th perc.	97.5th perc.
Biomasa relativa para el último año	0.12 de K	0.0806	0.18
Explotación $F/(r/2)$ en el último año	2.06	0.894	4.58
r - k log correlación =		-0.813	

Con relación al nivel de explotación del recurso se tiene tres aspectos identificados que fueron uno de aprovechamiento sostenible que, luego sobrepasa el nivel de sostenibilidad y finalmente empieza a decrecer, se apreció que los dos últimos años muestra una pequeña mejoría (Figura 4-177), que puede ser un efecto de la creación de la ZEPA -Zona Especial de Pesca Artesanal- de Bahía Solano. De otra parte, el modelo mostró que el tamaño del stock mirando desde la perspectiva de la tasa de biomasa relativa presenta cerca del 50% por debajo del límite de referencia del proxi de 0.5 Bmsy, en consecuencia, el reclutamiento de la especie se ve afectado. (Frose T. , Demirel, Coro, Kleisner, & Winker, 2017) (Figura 4-177).

Tabla 4-128. Estimación de los puntos de referencia para la toma de decisiones en el manejo de camarón blanco *Litopenaeus occidentalis* de la cuenca del Pacífico colombiano.

Parámetros	valor	95 % CI		Decisión
Fmsy =	0.108	0.0644	0.18	(si $B > 1/2$ Bmsy cuando Fmsy = 0.5r) 0.0517
Fmsy =	0.0517	0.0309	0.0866	(r y Fmsy se reducen linealmente si $B < 1/2$ Bmsy)
MSY	676	498	919	
Bmsy =	6270	4410	8920	
		2.5th perc.	97.5th perc.	
Biomasa en el último año	1500	1010	2260	
B/Bmsy en el último año	0.24	0.161	0.36	
Mortalidad por pesca en el último año =	0.107	0.071	0.159	
Explotación F/Fmsy =	2.06	0.894	4.58	



Si se cotejan los resultados obtenidos tanto para la tasa intrínseca de crecimiento [r] como para la biomasa relativa encontramos que esta especie es de resiliencia media con agotamiento moderado (Froese, y otros, 2018) (Tabla 4-126, Tabla 4-127, Figura 4-178).

Pero la visión general de la historia de las pesquerías del recurso se presentó en el gráfico de fases de Kobe, mostró tres fases: la primera con un estado de subexplotación desde el 1957 hasta 1960; la segunda entre el 1960 hasta 1968 que es la de plena explotación con niveles de rendimiento máximo sostenible al tope; la tercera que es la que más años acumuló -de 1969 hasta 2019- entró a niveles de gran afectación y desde 1985, se encuentra en niveles de aprovechamiento que afectan el reclutamiento. (Figura 4-179)

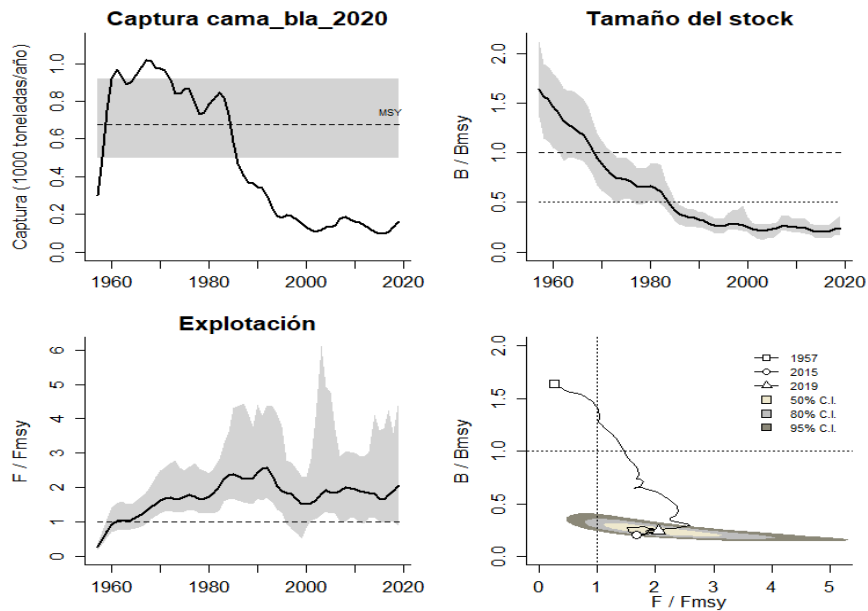


Figura 4-178. Análisis de las pesquerías del camarón blanco *Litopenaeus occidentalis* del Pacífico colombiano. El panel superior izquierdo muestra el comportamiento de las capturas [curva negra] y la zona gris muestra el nivel de seguridad al 95%. El panel superior derecho muestra la tasa de aprovechamiento de la biomasa frente al RMS. El panel inferior izquierdo muestra la tasa de aprovechamiento frente a al estándar donde $F = F_{msy}$ [línea punteada] y el observado [curva negra] la zona gris es el nivel de seguridad al 95%, el panel inferior derecho muestra el resumen de las tasas relativas de biomasa y las tasas relativas de esfuerzo.

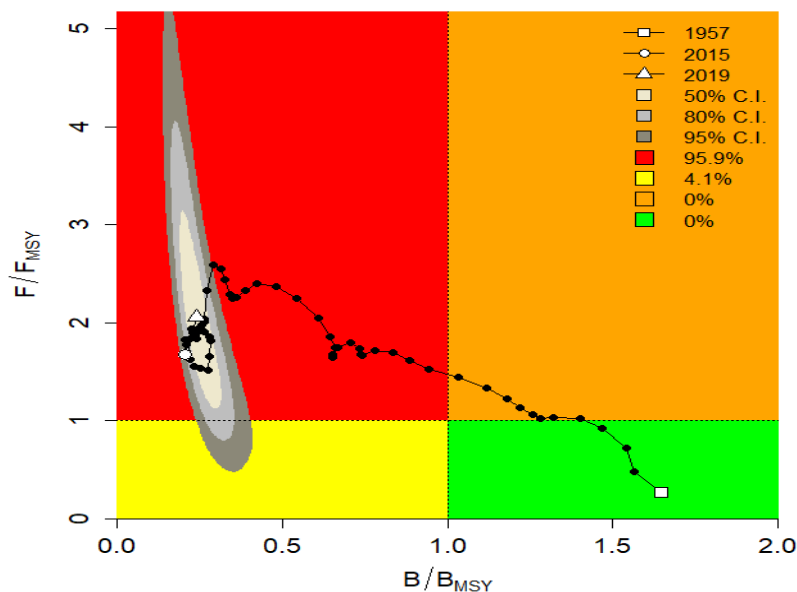


Figura 4-179. Análisis de las pesquerías del camarón blanco *Litopenaeus occidentalis* en la cuenca del Pacífico colombiano, utilizando el gráfico de fases de Kobe.

4.6.1.6 Conclusiones sobre las pesquerías de camarón blanco

Debido a que este es un recurso de muy rápida recuperación con un estrategia alta [de la r] de recuperación y unos desoves abundantes y numéricos (García & Le Reste, 1986), el recurso ha podido sostenerse en el tiempo; sin embargo, para que las poblaciones encuentren un nivel aceptable que sobrepase la barrera del 0.5 Bmsy se debe lograr que la mortalidad por pesca este en el nivel de máximo rendimiento sostenible esto es que se llegue a $F= 0.108$, lo que significa que se tiene que reducir el esfuerzo pesquero, para que los niveles de biomasa pueden estar de nuevo en niveles aceptables.

De acuerdo con los análisis hechos, tanto históricos como recientes, el camarón blanco es un recurso que se mantiene en niveles de sobreexplotación.

Por lo tanto, se hace necesario que se cuente con un estricto cumplimiento de la veda ya que desde que la misma fue establecida, no se ha notado una seria recuperación de las poblaciones. Se debe tener en cuenta que el esfuerzo del pescador artesanal se ha descontrolado y que la flota industrial desde los años 80 ya había sobrepasado los niveles de esfuerzo recomendados.

A partir de las estimaciones realizadas de la tasa de tasa de explotación de 2.06, y un porcentaje de madurez sexual de 0.01%, longitud óptima Lop la biomasa relativa de 25 cm de Lt., la mortalidad por pesca actual de 0.107 año⁻¹, y la mortalidad por pesca en rendimiento máximo sostenible 0.0517 año⁻¹, se propone que el rendimiento máximo sostenible (MSY) para la especie sea un valor de $676 \pm (498- 919)$.

4.7 Moluscos

4.7.1 Pesquerías de la piangua [*Anadara tuberculosa*, Sowerby I, 1833]



Nombre en inglés: pustulosa ark.

4.7.1.1 Antecedentes del recurso

Es un molusco bentónico de aguas abiertas con distribución de profundidad entre los 0 y los 20 m., aunque usualmente está hasta los 15 m., se encuentra entre los 26 a los 38 °C y pertenece al Océano Pacífico y al Atlántico centro occidental: desde Laguna Ballena, Baja California Sur, México hasta Tumbes en Perú. (FishBase consortium, 2020).

Puentes (1997) analizo los aspectos biológico-pesqueros de la piangua en el PNN Sanquianga. Barreto y Borda (2008) hicieron una relación de trabajos realizados para la especie en el pacífico colombiano. Polo et al (2014) establecieron parámetros de la biología pesquera y de historia de vida para la especie. Zambrano et al (2018 a, b) la reportaron en la caracterizaciones de la pesca artesanal de las zonas centro y sur de la costa pacífica colombiana Zambrano et al (2018 b) muestra una relación de trabajos sobre la TMM que esta entre 23.2 y 44mm y una TMC de 52mm (pacífico sur).

4.7.1.2 Análisis de los datos biológicos de las pesquerías de piangua

Con los datos recopilados hasta 2015 [Borda, Barreto & Portilla en preparación] y aplicando la primera secuencia de modelos, se encontró que la especie presentó un recurso de tipo isométrico [b=3, P>0.05], con crecimiento alto, ya que la tasa metabólica de crecimiento es cercana a 1, que hace que el recurso tenga un desarrollo temprano (Borda & Cruz, 2004). (Tabla 4-129)

Tabla 4-129. Relación de los parámetros estimados para la piangua *Anadara tuberculosa* para la cuenca del Pacífico colombiano.

a	B	r ²	T.M. [mm]	T.M.C. [mm]	L _∞ [mm]	k	Z	M	F	E
0.1917	3.1904	0.8525	44	47.6	78.4	0.96	3.36	0.82	2.54	0.76

4.7.1.3 Análisis de los datos de dinámica de poblaciones

La observación de la información de dinámica de poblaciones utilizando varios modelos de tipo bayesiano y analíticos, presentó rendimiento máximo sostenible bastante alto, si se compara con los demás recursos, pero este hecho presentó un problema sobre la abundancia relativa de

la biomasa, ya que la utilización efectiva de su capacidad de renovación estuvo sobre el 27% que empieza a ser una cifra de cuidado si se estima que la presión de pesca, si no se regula, puede ir en aumento. (Tabla 4-130)

4.7.1.4 Evaluación del estado de salud del stock con la modelación LBB

La secuencia de las tallas de la piangua muestra como entre el primero y último año la longitud asintótica creció, al igual que la tasas Z/K que, además, en el año 2018 fue más alta que la propuesta en los análisis prior, aunque las diferencia no son sustanciales; debido a que no se pudo obtener información de tallas entre el 2011 al 2017; de alguna manera, se puede estimar que la talla de primera captura [L_c] como la talla media no han tenido variaciones apreciables por lo que se puede deducir que en este aspecto el recurso no ha sido presionado por el tamaño de los organismos capturados. (Tabla 4-130, Figura 4-181)

Tabla 4-130. Estimación de los principales parámetros poblacionales de *Anadara tuberculosa* para la cuenca del Pacífico colombiano.

RMS ton.	PRO [\$]	B/K	Q	TM/TMC	Fuente	Modelo usado	Observación
4566	8.E+09	0.63	0.0001	0.9243697 5	Barreto & Borda 2008.	Bayesiano - bioeconómico O Schaefer & Gordon.	Se pasó los límites del rendimiento máximo.

Tabla 4-131. Resultados de las estimaciones paramétrica de las diferentes tasas de aprovechamiento de la piangua *Anadara tuberculosa*, se muestra el visón prior de estos cálculos.

Loo prior	9.69	SD		0.0969	CM			
Z/K prior	5.27	SD		13.9	M/K prior =	1.5	SD	0.15
F/K prior	3.37	(con un rango amplio $t = 4$ en una distribución log-normal)						
Lc prior	3.98	SD		0.398	alfa prior =	52.6	SD	5.26

El análisis de la abundancia relativa de la biomasa, la situación se torna compleja, pues durante todos los años, ésta tasa siempre ha estado por debajo del proxi 0.5 Bmsy, indicando que el recurso estuvo afectando en reclutamiento a las pesquerías, por lo tanto, ni los datos de análisis general, ni el último año han superado la barrera de 10%, esto hace pensar que las mujeres recolectoras de piangua están recibiendo una fuerte demanda del producto. (Figura 4-181, Tabla 4-132, Tabla 4-133)

A pesar de que este recurso es capturado con la mano, todos los datos de distribuciones de frecuencia se comportaron como la típica distribución de la selectividad propuesta para las artes de enmalle (Frose R. , Demirel, Coro, & Winkler, 2019); debido a este se decidió proseguir con los análisis. (Figura 4-180).



Analizado el comportamiento de las pesquerías desde el punto de vista de la presión pesquera [F/M] se notó una variación en los primeros años, pero lo más preocupante es que todos los valores están por encima del punto de referencia tanto prior como posterior. (Figura 4-181)

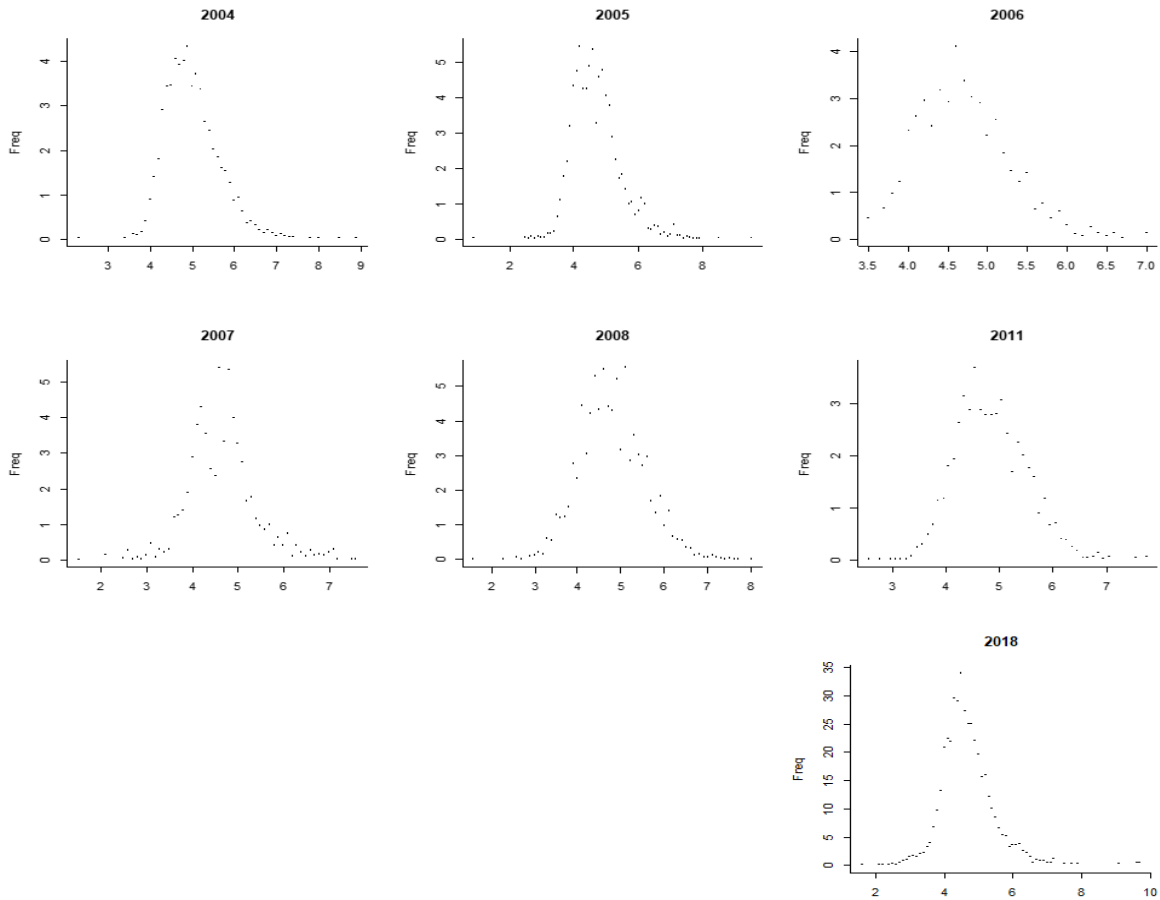


Figura 4-180. Distribución de las tallas de la piangua *Anadara tuberculosa*, entre los años 2006 -2012; 2018. Las tallas presentan en típico comportamiento de la estructura de selectividad.

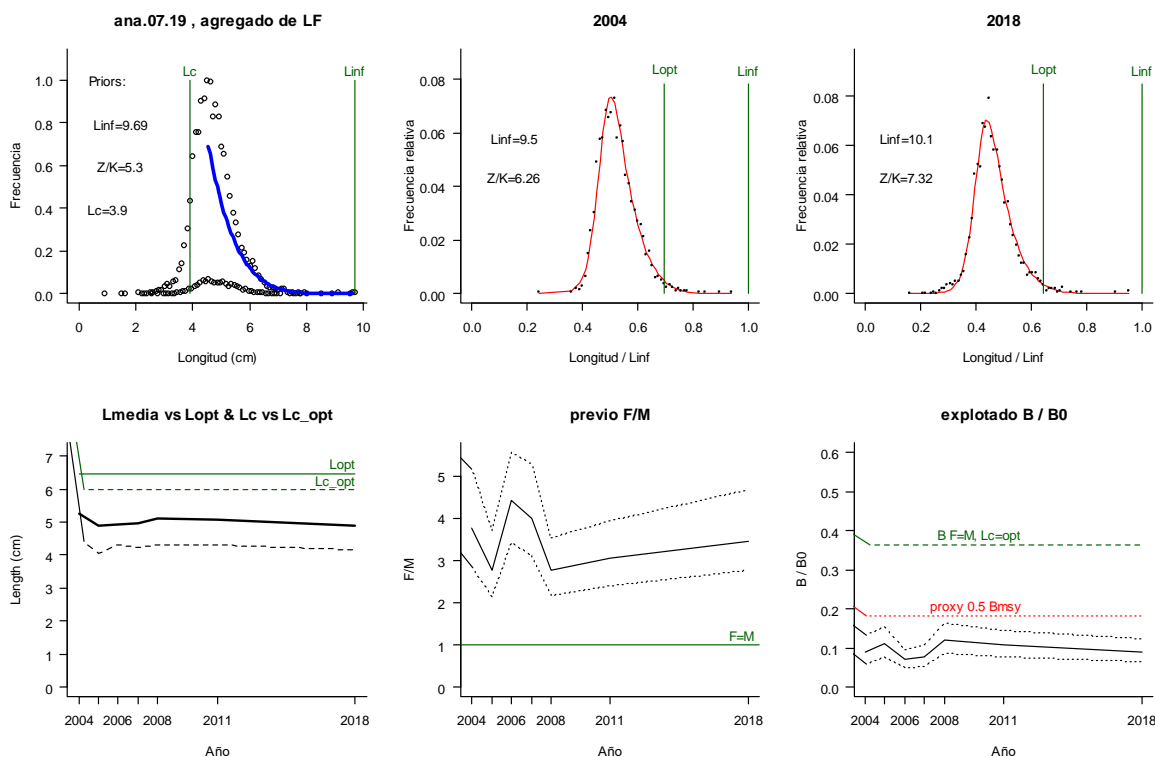


Figura 4-181. Comportamiento de las pesquerías del camarón blanco *Anadara tuberculosa* en la cuenca del Pacífico colombiano. El panel superior izquierdo muestra los datos frecuencias de longitudes utilizadas para estimar el pre de Lc., Loo y Z/K. Los paneles medio y derechos superiores muestran los datos de longitudes de frecuencias del primero y último año de la serie de tiempo estudiada. La curva roja muestra el ajuste de la ecuación que provee estimaciones de Z/K, M/K, F/K Lc. Loo, los cuales se calculan y se muestran como referencia. El panel inferior izquierdo muestra L media [curva en negrita] en relación con L opt. y Lc., [curva negra discontinua] con relación a la Lc opt. el panel medio inferior muestra la presión de pesca relativo F/M [curva negra] con límites de confianza aproximados del 95% [curva punteada], con relación al nivel de referencia donde F=M [línea horizontal verde]. El panel inferior derecho muestra la biomasa relativa B/Bo [curva negra] con límites de confianza aproximado del 95% [curva negra punteada] con indicación de un proxy para Bmsy [línea discontinua verde] y un proxy para Bpa o 0.5 de Bmsy [línea de puntos roja].

Tabla 4-132. Estimación general de parámetros y tasas de aprovechamiento de la piangua *Anadara tuberculosa* obtenidos de las pesquerías del Pacífico colombiano.

Loo (mm)	9.81	rango	9.68	9.95
Lop (mm)	6.5	Lopt/Linf =	0.66	
Lc_opt (mm)	6	Lc_opt/Linf	0.61	
M/K	1.56	rango	1.3	1.8
F/K	4.95	rango	4.52	5.34
Z/K =	6.37	rango	6	6.72
F/M =	3.45	rango	2.77	4.67
B/Bo	0.0904	rango	0.0639	0.131
Y/R´ F=M Lc = Lc_opt =		0.0432		
Y/R´ =	0.0188	rango	0.0131	0.0253

Tabla 4-133. Estimación, para el último año, de los de parámetros y tasas de aprovechamiento de la piangua *Anadara tuberculosa* obtenidos de las pesquerías del Pacífico colombiano.

		rango	
Lc =	4.17	4.15	4.2
Alfa	44.1	42.8	45.8
Lpromedio/Lopt	0.76		
Lc/Lcopt	0.7		
L95th	9.6	L95th/Loo	0.95
F/K			
F/M			
Z/K			
Y/R´			
B/Bo			
B/BMSY			
Lm50	28	Madurez	60.00%

4.7.1.5 Modelo CMSY y BSM para el análisis de las pesquerías de piangua

Las observaciones realizadas con la información proveniente de las capturas se ajustaron perfectamente a las predicciones del modelo, por lo tanto, las desviaciones de las biomásas casi siempre estuvieron sobre la línea de equilibrio; de otra parte, los datos observados de la CPUE estuvieron bien ajustadas tanto a la predicción del modelo como a la franja del intervalo de confianza al 95%, esto se ve corroborado cuando se hizo el diagnóstico de los residuos. (Figura 4-182)

El estudio de las densidades mostró que cuando se analizó los datos de las capturas con el modelo CMSY, mostró que el menor valor de la razón de varianzas prior y posterior PPVR el valor más bajo, se dio para el coeficiente intrínseco de crecimiento poblacional [r], significando que este fue el parámetro mejor ajustado, seguido por los ajustes a la capacidad de carga de la especie en el ecosistema [K] y al rendimiento máximo sostenible [MSY], respectivamente. (Tabla 4-134, Tabla 4-135). (Frose T. , Demirel, Coro, Kleisner, & Winker, 2017)

De la misma manera con la información obtenida se constató que la tasa intrínseca de crecimiento poblacional es del rango de resiliencia medio.

Una de las ventajas que se tuvieron con el desarrollo de este modelo fue la de calcular el punto de referencia límite que fue sensiblemente menor que el proyectado inicialmente. (Tabla 4-136)

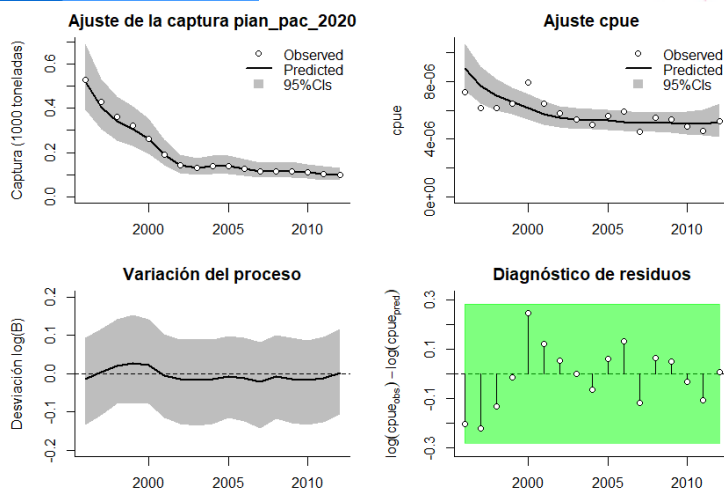


Figura 4-182. Modelación de las pesquerías de la piangua *Anadara tuberculosa*. En el panel superior izquierdo muestra el comportamiento de las pesquerías con límites de confianza aproximada ante del 95 %. En el panel superior derecho se muestra el ajuste de los datos de CPUE estimados y observados con una aproximación al 95% de seguridad [zona gris]; en el panel inferior izquierdo se muestra el comportamiento del modelo estimado con una visión del logaritmo de la biomasa, la zona gris es el nivel de seguridad al 95%, el panel inferior izquierdo es en análisis de los residuos de la evaluación del CPUE, la zona en verde muestra que hay un ajuste efectivo frente al comportamiento normal de los mismos.

Tabla 4-134. Resultados del CMSY para las pesquerías de la piangua *Anadara tuberculosa* para la cuenca del Pacífico colombiano.

Parámetros estimados	Valor	C.I. al 95%	
r	0.237	0.142	0.395
MSY	316	2010	519
K	5490	3670	8220
		2.2 th perc.	97.5th perc.
Biomasa relativa en el último año	0.135k	0.0145	0.294
Explotación $F/(r/2)$ en el último año	1.87	0.862	17.5

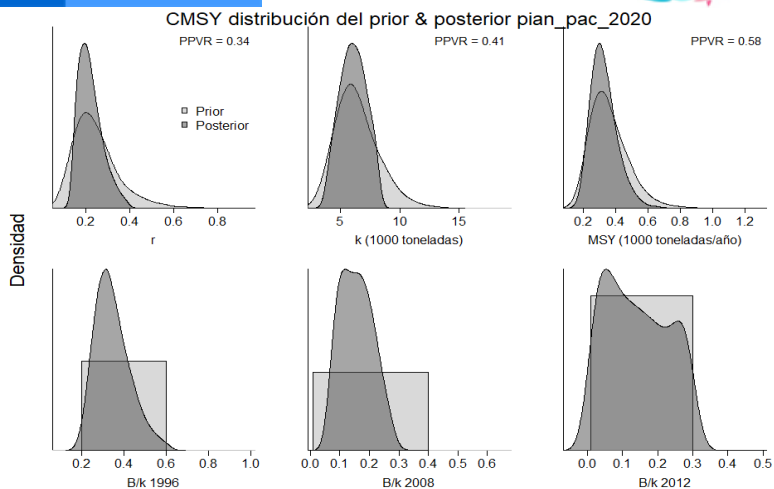


Figura 4-183. Determinación de las zonas de densidad probabilística de los análisis realizados, aplicando el modelo CMSY, pre y post de la aplicación de la teoría bayesiana. el panel superior se refiere a los ajustes en cuanto a la tasa intrínseca de crecimiento [r], la capacidad de carga del ecosistema [K], y del rendimiento máximo sostenible [MSY]. En el panel inferior está el estudio muestra los mismos análisis probabilísticos para los años iniciales el medio más bajo y el final.

Tabla 4-135. resultados de modelo Schaefer de tipo bayesiano [BMS] usando capturas y CPUE para las pesquerías de la piangua *Anadara tuberculosa* para el Pacífico colombiano.

Parámetros estimados		Límite inferior	Límite superior
q	0.00000447	0.0000029	0.0000069
95 % CI			
r	0.183	0.105	3.321
k	5880	4040	8560
MSY	270	171	425
		2.5th perc.	97.5th perc.
Biomasa relativa para el último año	0.194 de K	0.133	0.311
Explotación F/(r/2) en el último año	1.18	0.638	2.34
r-k log correlación =		-0.589	

Tabla 4-136. Estimación de los puntos de referencia para la toma de decisiones en el manejo de la piangua *Anadara tuberculosa* en el Pacífico colombiano.

Parámetros	valor	95 % CI		Decisión
Fmsy =	0.091	0.0506	0.164	(si B > 1/2 Bmsy cuando Fmsy = 0.5r) 0.0517
Fmsy =	0.074	0.0412	0.133	(r y Fmsy se reducen linealmente si B < 1/2 Bmsy)
MSY	270	171	425	
Bmsy =	2940	2020	4280	
		2.5th perc.	97.5th perc.	
Biomasa en el último año	1140	783	1830	
B/Bmsy en el último año	0.389	0.266	0.622	
Mortalidad por pesca en el último año	0.0838	0.0539	0.126	

Explotación F/Fmsy =	1.18	0.651	2.34
----------------------	------	-------	------

Revisados los datos observados sobre el comportamiento de las capturas, y la proyección de un media móvil, muy ceñida a los datos originales, el recurso muestra disminución ostensible que supera el 80% de lo capturado para el primer año, estando por debajo del rendimiento máximo sostenible proyectado, lo que explica el recuento histórico; aunque el tamaño del stock desde la perspectiva de las biomazas relativas no mostró un impacto tan fuerte, con una tendencia general entre la modelación utilizando capturas como cuando se usó la CPUE. (Figura 4-184).

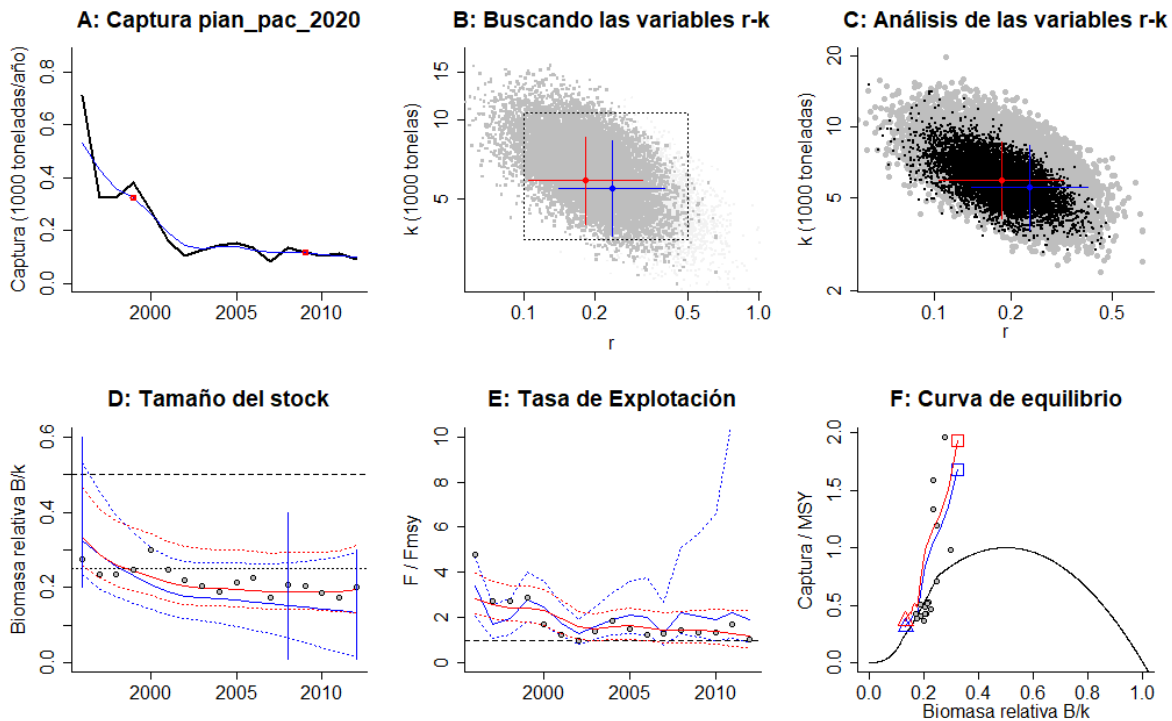


Figura 4-184. Modelación de las pesquerías. El panel superior izquierdo muestra el comportamiento de las pesquerías con límites de confianza aproximada al 95%. En el panel superior derecho se muestra el ajuste de los datos de CPUE estimados y observados con aproximación al 95% de seguridad [zona gris]; en el panel inferior izquierdo se muestra el comportamiento del modelo estimado con una visión del logaritmo de la biomasa, la zona gris es el nivel de seguridad al 95%, el panel inferior izquierdo es en análisis de los residuos de la evaluación del CPUE, la zona en rojo muestra que hay algunas diferencias de estos residuos frente al comportamiento normal de los mismos.

De otra parte, las pesquerías de la piangua vistas como tasa de explotación mostraron una presión de pesca alta pero uniforme, indicando que las pesquerías mantienen un nivel de esfuerzo constante (Figura 4-184, Tabla 4-136).

Pero el panorama general que mostró el comportamiento de este tipo de actividad se mostró cuando se construyó la curva de equilibrio, allí se puede ver como las pesquerías empezaron en un nivel de aprovechamiento alto y decayeron muy por debajo de la curva donde se tiene el nivel de rendimiento máximo sostenible. (Tabla 4-136, Figura 4-184)

El comportamiento de las capturas frente al rendimiento máximo sostenible planteado, determinó que la mitad del tiempo de las pesquerías el sistema se ha mantenido por debajo del valor límite, la misma situación se observó en la presión de pesca [F/Fmsy] aunque este es el

factor mostró una ligera recuperación por lo que el tamaño del stock, que está por debajo del proxi 0.5 Bmsy, se presentó desde 2000 constante. (Figura 4-185, Tabla 4-136).

La mejor explicación sobre el desarrollo de la pesquería se encontró en el gráfico de Kobe, evidenciándose que el recurso nunca ha dejado la fase roja de nivel crítico, pero que en los últimos años presentó una ligera recuperación, por lo que se estimó que, aunque la probabilidad estadística que para el 2012 continúe en la en la fase de sobreexplotación; se marca un 32% que la misma se esté recuperando. (Figura 4-186)

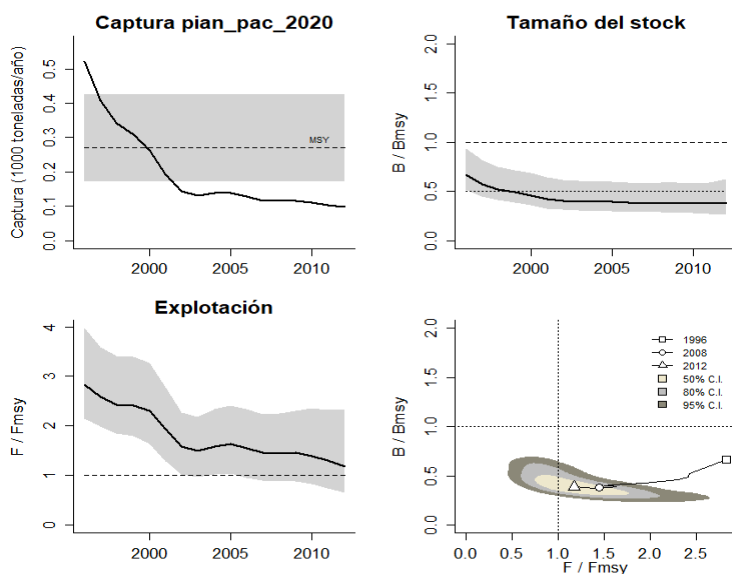


Figura 4-185. Análisis de las pesquerías de la piangua *Anadara tuberculosa* para el Pacífico colombiano. El panel superior izquierdo muestra el comportamiento de las capturas [curva negra] y la zona gris muestra el nivel de seguridad al 95%. El panel superior derecho muestra la tasa de aprovechamiento de la biomasa frente al RMS. El panel inferior izquierdo muestra la tasa de aprovechamiento frente a al estándar donde $F = F_{msy}$ [línea punteada] y el observado [curva negra] la zona gris es el nivel de seguridad al 95%, el panel inferior derecho muestra el resumen de las tasas relativas de biomasa y las tasas relativas de esfuerzo.

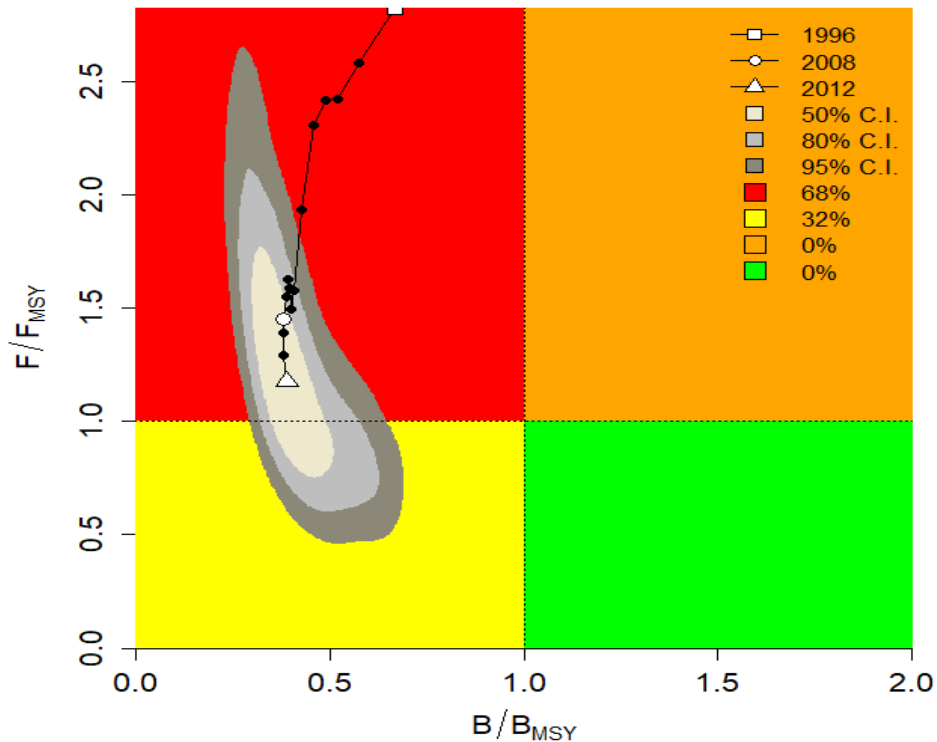


Figura 4-186. Análisis de las pesquerías de la piangua *Anadara tuberculosa* para el Pacífico colombiano, utilizando el gráfico de fases de Kobe.

4.7.1.6 Conclusiones para la piangua

Pese a que no se tienen todos los datos de la temporalidad de la pesquería, los modelos empelados muestran que ya se sobrepasó el punto de referencia límite para la especie. De esta manera las poblaciones deben ser manejadas con medidas administrativas que no solo se limiten a la talla mínima. Por lo anterior se considera que una alternativa a corto plazo sería proponer un precio de venta variable por talla, con el cual no se estimularía la captura de los ejemplares < de 40 mm [Lt], Se aumentaría el largo de primera captura en un 10% [de 44 a 49 mm], y la captura máxima sostenible alcanzaría un nivel significativo con el actual reclutamiento -superior en un 14% en relación con la situación actual- y tenderían a mantenerse altas y sostenidas las ganancias [a largo plazo]. Esta es la estrategia de manejo más recomendable y sería la medida más adecuada para incrementar la biomasa. Puede haber otras estrategias que se puedan implementar de manera participativa con los recolectores de piangua (Ej. “Descanso de zonas de captura, vedas temporales secuenciales por zonas, otras).

De otra parte, es imperativo mantener la solicitud de armonización de las medidas de manejo en la Comisión de Vecindad Colombia Ecuador, a fin de que el país vecino asuma la talla mínima de captura de 50 mm.

A partir de las estimaciones realizadas de la tasa de explotación de 1.18, la mortalidad por pesca actual de 0.0838 año⁻¹, y la mortalidad por pesca en rendimiento máximo sostenible 0.074 año⁻¹, se propone, para el área de Nariño, que el rendimiento máximo sostenible (MSY) para la especie sea un valor de 270 ± (171- 425).

4.7.2 Pesquerías del calamar (*Lolliguncula diomedea*, (Hoyle, 1904))



Foto: tolweb. Org © (<http://tolweb.org/Lolliguncula/19860>)

Nombre en inglés: dart squid.

4.7.2.1 Antecedentes del recurso calamar

Es una especie demersal, que es capturadas hasta los 100 m, se distribuye principalmente en el Pacífico oriental pero típicamente tropical; su reproducción es de tipo gonocrómica; los adultos suelen morir después de del proceso de desove. (FishBase consortium, 2020).

Es muy poca la información biológica y pesquera que hay sobre esta especie por lo que es difícil determinar el estado del aprovechamiento regional; sin embargo se encontraron algunos datos sobre su biología como la proporción de sexos de 8:1 H:M (P<0.05), el crecimiento fue alométrico negativo, la tala de madurez sexual (Lm 50) para los machos fue de 42.7 mm Longitud del manto, maduran a tallas menores que las hembras que lo hacen a los 74.5 mm de longitud del manto. (Alejo-Plata, Gómez-Marquez, & Herrera-Galindo, 2014). Se hizo un estudio sobre la descripción morfológica de las masas ovígeras de la especie (Fernandez- Alvarez et al 2017). Se estimó también la relación longitud peso de varios calamares, entre ellos, esta especie para las aguas mexicanas (Granados- Amores et al. 2019).

4.7.2.2 Análisis de los datos biológicos de las pesquerías del calamar

Como una primera fase del estudio de esta especie se determinó, con la información recolectada por la autoridad pesquera y utilizando los modelos tradicionales, que el estado de salud del recurso no era el mejor y se evidenciaban algunos problemas de abundancia como se nota en la biomasa relativa. (Tabla 4-137)

Tabla 4-137. Relación de los parámetros estimados para el calamar *Lolliguncula diomedea* en la cuenca del Pacífico colombiano.

RMS (t.)	PRO (\$)	B/K	q	TM/TMC	Fuente	Modelo usado	Observaciones
115	D.N.D.	0.71	0.0026	D.N.D.	documento de cuotas 2019	Bayesiano, producción excedente por remuestreo	Los resultados de los análisis anteriores mostraron un sistema en condiciones críticas

4.7.2.3 Modelos CMSY y BSM para el análisis de las pesquerías del calamar

En esta segunda fase se compararon las capturas y CPUE observados frente al modelo predictivo se encontró que las capturas fueron explicadas en su totalidad, mientras que se tuvieron algunas diferencias en la CPUE, debido a ello el estudio de la variación de procesos en cuanto a las biomazas fue muy ajustado al valor de referencia e igualmente el análisis de los residuos de las CPUE se ajustaron a los niveles de seguridad. (Figura 4-187)

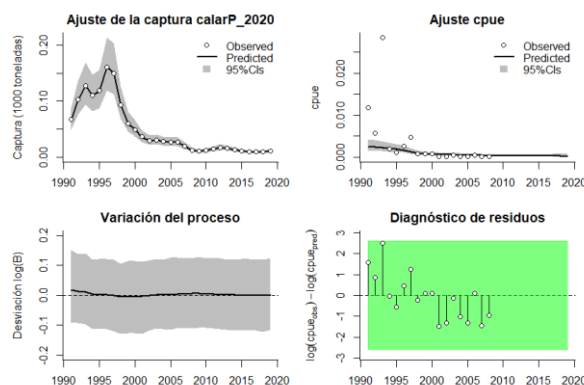


Figura 4-187. Modelación de las pesquerías. En el panel superior izquierdo muestra el comportamiento de las pesquerías para el calamar *Lolliguncula diomedea*, con límites de confianza aproximada ante del 95%. En el panel superior derecho se muestra el ajuste de los datos de CPUE estimados y observados con una aproximación al 95 % de seguridad [zona gris]; en el panel inferior izquierdo se muestra el comportamiento del modelo estimado con una visión del logaritmo de la biomasa, la zona gris es el nivel de seguridad al 95%, el panel inferior izquierdo es en análisis de los residuos de la evaluación del CPUE, la zona en verde muestra que hay un ajuste efectivo frente al comportamiento normal de los mismos.

El estudio del comportamiento de las densidades probabilísticas de los puntos de referencia usando los algoritmos CMSY y BSM mostraron que el mejor ajuste fue para el MSY, las densidades en biomazas tuvieron para 1991 un rango entre 0.4 a 0.8, para el año de quiebre en 2015 fue de 0.0 a 0.4 y en 2019 en rango fue 0.01 a 0.2; las distribuciones Posterior tuvieron buzamientos en casi todos los años excepto para los resultados de BSM en 1991 que fu de tipo normal. (Figura 4-188, Figura 4-189)

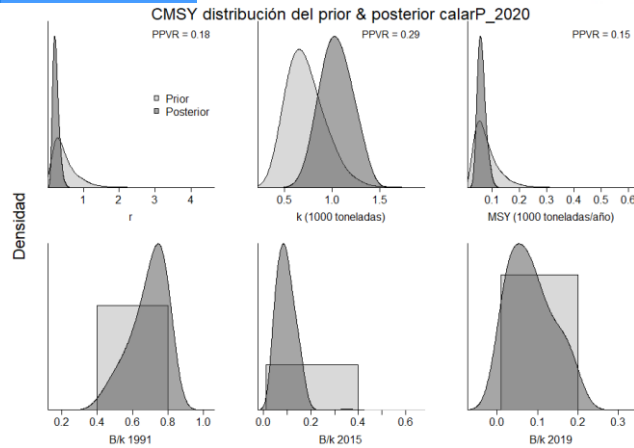


Figura 4-188. Determinación de las zonas de densidad probabilística de los análisis realizados para el calamar *Lolliguncula diomedea*, aplicando el modelo CMSY, pre y post de la aplicación de la teoría bayesiana. el panel superior se refiere a los ajustes en cuanto a la tasa intrínseca de crecimiento [r], la capacidad de carga del ecosistema [K], y del rendimiento máximo sostenible [MSY]. En el panel inferior está el estudio muestra los mismos análisis probabilísticos para los años iniciales el medio más bajo y el final.

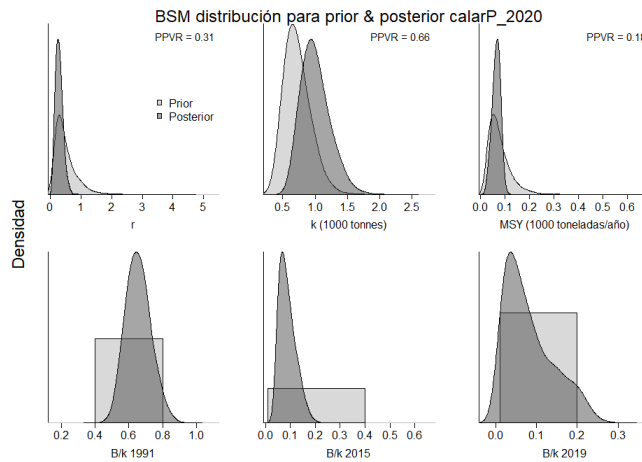


Figura 4-189. Determinación de las zonas de densidad probabilística de los análisis realizados, aplicando el modelo BSM, pre y post de la aplicación de la teoría bayesiana. el panel superior se refiere a los ajustes en cuanto a la tasa intrínseca de crecimiento [r], la capacidad de carga del ecosistema [K], y del rendimiento máximo sostenible [MSY]. En el panel inferior está el estudio muestra los mismos análisis probabilísticos para los años iniciales el medio más bajo y el final.

La cuantificación de los resultados mostró estimaciones de puntos de referencia relacionados con la tasa r la cual se ajustó al utilizar los algoritmos CMSY BMS, a su vez este resultado nos muestra una baja capacidad de renovación y por lo tanto una baja resiliencia; de otra parte la estimación del otro punto de referencia MSY fue mucho menor al estimado en la fase inicial de los cálculos; la relación cuantificada de las tasas de biomasa relativa aunque vario entre los algoritmos se permitió concluir que las pesquerías está sometidas a una alta presión de presión de pesca. (Tabla 4-138Tabla 4-139)

Tabla 4-138. Resultados del CMSY para las pesquerías para el calamar *Lolliguncula diomedea* de la cuenca del Pacífico colombiano.

Parámetros estimados	Valor	C.I. al 95%	
R	0.266	0.129	0.549
MSY	58.5	38.9	92
K	961	659	1400
		2.2 th perc.	97.5th perc.
Biomasa relativa en el último año	0.0459k		
Explotación $F/(r/2)$ en el último año			

Como aporte a las medidas de manejo se cuantificaron algunos puntos de referencia y se encontró que la mortalidad por pesca en MSY indica que el sistema ya sobrepasó el valor de $\frac{1}{4}$ de B, lo cual implique que el recurso está siendo sometido a altas presiones, además la tasas de biomasa relativa (B/B_{msy}) presentó igualmente un valor bastante bajo. (Tabla 4-140)

Tabla 4-139. Resultados de modelo Schaefer de tipo bayesiano [BMS] usando capturas y CPUE para las pesquerías para el calamar *Lolliguncula diomedea* de la cuenca del Pacífico colombiano.

Parámetros estimados		Límite inferior	Límite superior
q	0.00381	0.00212	0.00686
95 % CI			
r	0.255	0.102	0.64
k	985	639	1520
MSY			
		2.5th perc.	97.5th perc.
Biomasa relativa para el último año	0.0655k	0.0118	0.217
Explotación $F/(r/2)$ en el último año	4.99	0.414	166
r -k log correlación =		-0.886	

Tabla 4-140. Estimación de los puntos de referencia para la toma de decisiones en el manejo de para el calamar *Lolliguncula diomedea* de la cuenca del Pacífico colombiano.

Parámetros	valor	95 % CI		Decisión
Fmsy	0.127	0.0508	0.32	0.0334
Fmsy	0.0334	0.0133	0.0838	
MSY	62.7	35.4	111	
Bmsy	492	319	759	
		2.5th perc.	97.5th perc.	
Biomasa en el último año	64.5	11.6	214	

B/Bmsy en el último año	0.131	0.0236	0.435
Mortalidad por pesca en el último año	0.168	0.0507	0.933
Explotación F/Fmsy	4.99	0.414	166

La revisión de los datos de captura mostraron una pesquería en declive permanente, por lo tanto el análisis del tamaño del stock presentaron unas tasas de biomasa relativas por debajo de los niveles recomendados; esta situación se ve magnificada en el estudio de la tasa de explotación don los valores estimados en cada año siempre estuvieron por encima del punto referente, por lo tanto en la curva de equilibrio la trayecto de impacto siempre está apuntando hacia el lado izquierdo de la gráfica donde se reportan las biomasa relativas más bajas. (Figura 4-190)

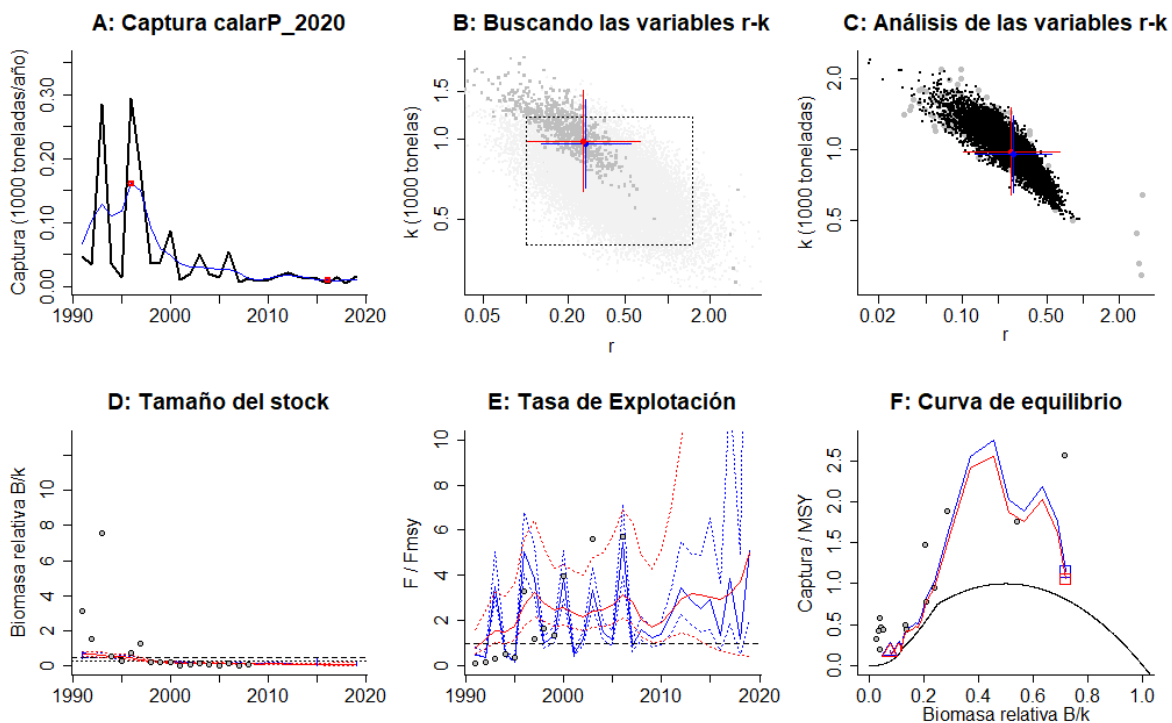


Figura 4-190. Resultados del Análisis de las pesquerías para el calamar *Lolliguncula diomedea* de la cuenca del Pacífico Colombiano utilizando los modelos CMSY y CSB. El panel superior izquierdo muestra en negro las series temporales de capturas y en azul el promedio móvil de tres años con indicación de la captura más alta y baja, como se usa en la estimación de la biomasa previa por las reglas predeterminadas. El panel B muestra el espacio de registro de r-k explorado y en gris oscuro los pares de r-k que el modelo CMSY encontró compatibles con las capturas y la información previa. El panel C muestra el par r-k más probable y sus límites de confianza aproximados del 95% en azul. Los puntos negros son posibles pares r-k encontrados por el modelo BMS, con una cruz roja que indica el par r-k más probable y sus límites de confianza del 95%. El panel D muestra los datos de abundancia disponibles en rojo, escalados a la estimación BSM de $B_{msy}=0.5 k$, y en azul la trayectoria de biomasa estimada por CMSY. Las líneas punteadas indican los percentiles 2.5 y 97.5. Las líneas azules verticales indican los rangos de biomasa anteriores. El panel E muestra en rojo la tasa de cosecha [captura/abundancia] escalada a la estimación $r/2$ de BSM, y en azul la tasa de cosecha correspondiente de CMSY. El panel F muestra la curva de equilibrio de Schaefer de captura/RMS en relación con B/k , con sangría en $B/k < 0.25$ para explicar el reclutamiento reducido en tamaños de stock bajos. Los puntos rojos se escalan por estimaciones de BSM y los puntos azules se escalan por estimaciones de CMSY.

Bajo el esquema planteado y realizado una comparación entre el desarrollo de las capturas referenciadas con su punto de referencia límite MSY se encontró que desde el 2000 las capturas descendieron, por lo tanto, la comparación de la tasa relativa de biomasa ha disminuido hasta por debajo de los dos referentes. (Figura 4-191).

El complemento holístico a todos estos análisis se concentró en el desarrollo de la gráfica de fases pirobalísticas de Kobe, en este esquema se visualiza el recorrido del desarrollo histórico de las pesquerías, en el mismo concluye que para el último año la probabilidad de que se esté en la fase crítica de la pesquería es de 81.9%, con un 18.1% que este en fase de recuperación y no registra ninguna otra posibilidad. (Figura 4-192)

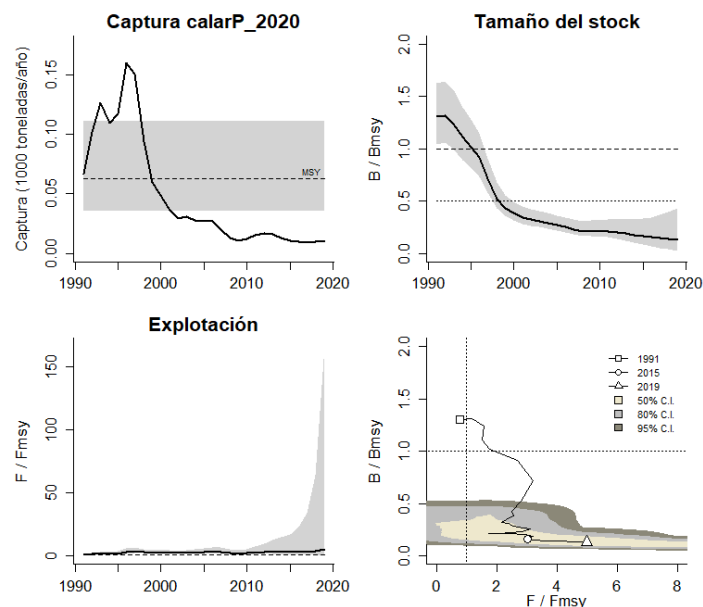


Figura 4-191. Análisis de las pesquerías para el calamar *Lolliguncula diomedea* del Pacífico colombiano. El panel superior izquierdo muestra el comportamiento de las capturas [curva negra] y la zona gris muestra el nivel de seguridad al 95%. El panel superior derecho muestra la tasa de aprovechamiento de la biomasa frente al RMS. El panel inferior izquierdo muestra la tasa de aprovechamiento frente a al estándar donde $F = F_{msy}$ [línea punteada] y el observado [curva negra] la zona gris es el nivel de seguridad al 95%, el panel inferior derecho muestra el resumen de las tasas relativas de biomasa y las tasas relativas de esfuerzo.

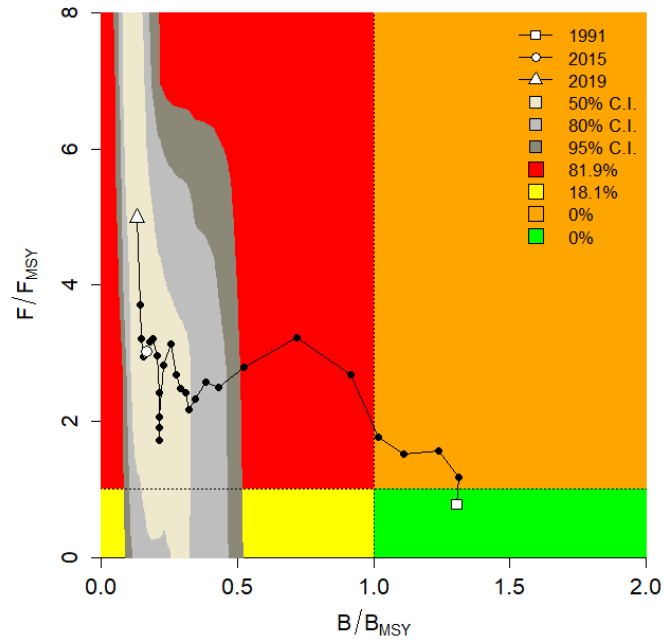


Figura 4-192. Análisis de las pesquerías para el calamar *Lolliguncula diomedea* en la cuenca del Pacífico colombiano, utilizando el gráfico de fases de Kobe.

4.7.2.4 Conclusiones de las pesquerías del calamar.

A partir de las estimaciones realizadas de la tasa de explotación de 4.99, biomasa relativa de 0.131, la mortalidad por pesca actual de 0.168 año⁻¹, y la mortalidad por pesca en rendimiento máximo sostenible 0.0334 año⁻¹, se propone que el rendimiento máximo sostenible (MSY) para la especie sea un valor de $62.7 \pm (35.4 - 111)$ toneladas.



El campo
es de todos

Mínagricultura



AUNAP
AUTORIDAD NACIONAL
DE ACUICULTURA Y PESCA

Tabla 4-141 Resumen de los resultados obtenidos para las especies analizadas del Pacífico colombiano con los diferentes modelos evaluados

Especie	Excedente bootstrap		Thompson y Bell/Schafer Gordon		Bayesiano 7 escenarios				MCMC			LBB			CMSY					observaciones				
	B08/K	MSY	MSY (t)	rms económico	C/Cmsy	r	Bo	MSY	C/Cmsy	r	MSY	C/Cmsy	Z/k	Lop/Loo	B/Bo	M/K	MSY	r CMSY	r BMS		Bmsy	Factual	Fmsy	Biom. Rel.
<i>Scomberomorus sierra</i>	0.77	720	833	4,165,550,670	0.959	1.4	8000	936	0.86	0.44	564	0.9751773	6.49	0.66	0.0544	1.54	582	1.42	1.09	1070	0.755	0.545	0.396	Explotación aceptable
<i>Cetengraulis mysticetus</i>	0.7747	24303				1.15	354000	35400	0.60	0.66	22110	0.96						1.47	1.13	43900	0.559	0.563	0.418	Explotación aceptable
<i>Coryphaena hippurus</i>	0.73	250				0.5	10000	864	0.13	0.69	701	0.54						1.98	0.881	1630	0.575	0.44	0.417	Aceptable
<i>Epinephelus quinquefasciatus</i>	0.95	169				1	1800	69.4	0.13	0.4	32.5	1.66					6	0.141	0.0735	160	0.115	0.0236	0.161	Explotación fuerte
<i>Cynoscion phoxocephalus</i>	0.735	293	315	1576887479	0.97142857	1.5	7000	299	0.90								287	1.23	0.979	585	0.514	0.49	0.322	aceptable
<i>Lutjanus peru</i>	0.68	132	119	593185234	0.88235294	1.38	2800	120	0.84								680	2.92	2.13	680	0.508	0.497	0.116	Explotación fuerte
<i>Centropomus viridis</i>	0.09	15				1.15	400	14.4	1.61805556	0.2	2.7	0.7437037					16	1.05	0.734	44	0.38	0.367	0.574	aceptable
<i>Caranx caninus</i>	0.88	180	83	417479007	1.0060241					0.24	78	1.07051282					119	0.315	0.339	706	0.218	0.169	0.341	aceptable
<i>Centropomus armatus</i>	0.9	187	200	1002235861	0.9965	1.2	3000	117	1.7017094				30.7	0.63	0.0143	1.76	191	2.05	1.86	206	0.757	0.928	0.615	aceptable
<i>Seriola lalandi</i>	0.89	63	72	334099627	0.97222222					0.52	65	1.10769231					64.2	0.398	0.29	443	0.204	0.105	0.181	Explotación fuerte
<i>Caranx cavallus</i>																	157	2.11	0.462	685	0.266	0.231	0.25	agotamiento fuerte
<i>Caulolatilus affinis</i>	2.7	204				0.85	3500	161	1.36354037	0.85	99.78	1.17959511					42.2	1.49	0.611	138	0.969	0.306	0.518	aceptable
<i>Myceteropca xenarcha</i>	0.86	193	257	1433022198	0.9844358	0.45	3500	256	0.04257813	144.72	144.72	0.4997236					205	0.738	0.667	614	0.317	0.0516	0.0887	Explotación muy fuerte
<i>Lobotes pacificus</i>	0.86	169	153	27374680	0.99836601	1.05	2700	217	0.57603687	0.6	82.49	1.30924961	4.91	0.7	0.157	1.26	98.4	1.07	0.847	232	0.667	0.424	0.377	Explotación aceptable
<i>Brotula clarkae</i>	0.97	387															289	1.51	1.53	379	0.565	0.603	0.646	aceptable
<i>Cynoponticus coniceps</i>	0.87	138				1.5	3000	132	0.87121212	0.77	78.9	1.50823828					93	1.44	1.21	153	0.859	0.607	0.37	aceptable
<i>Elagatis bipinnulata</i>	0.79	10				1.15	400	14	0.23571429	0.62	13	0.01069231					8	0.294	0.148	115	1.88	0.00359	0.0122	Explotación muy fuerte
<i>Bagre panamensis</i>	0.99	169															152	0.959	0.739	411	0.662	0.37	0.286	Explotación fuerte
<i>Polydactylus opercularis</i>						0.85	3000	122	0.13524959	0.4	145	0.12950345					155	3.07	2.63	118	0.732	0.393	0.0749	Explotación muy fuerte
<i>Sciades dowii</i>						0.3	3000	122	0.61245902	0.2	58.7	0.68143101					62.5	0.389	0.217	577	0.412	0.0673	0.155	Explotación fuerte
<i>Sphyrna ensis</i>			243	743710836	0.95473251	1.15	5000	203	1.63054187	0.43	79.5	0.23610063	14.5	0.71	0.0168	1.22	104	0.455	0.221	936	0.209	0.111	0.587	Explotación aceptable
<i>Bagre pinnimaculatus</i>			148	546575265	0.9527027	1.15	3000	108	2.26851852								183	0.806	0.592	544	0.286	0.296	0.574	Explotación aceptable
<i>Selene peruvianus</i>	0.93	73				1.2	1350	62	1.91935484	0.85	99.78	1.17257968					74	2.33	1.25	117	0.547	0.627	0.665	óptimo
<i>Menticirrhus panamensis</i>						0.8	800	37	0.03513514	0.85	99.78	1.17257968					14.7	0.23	0.176	167	0.667	0.00848	0.0241	Explotación muy fuerte
<i>Seriola peruana</i>	0.87	47								1.5	34	0.85794118					40	1.58	1.61	50	0.819	0.804	0.408	aceptable
<i>Centropomus medius</i>	0.93	100				1.15	1750	63.71	1.47088369								70.7	1.58	1.39	101	0.866	0.697	0.523	aceptable
<i>Trachinotus rhodopus</i>	0.76	46				2.9	100	8.64	0.14930556	0.11	1.33	0.0962406					6.91	3.3	2.82	5	6.75	0.0835	0.0148	Explotación muy fuerte
<i>Litopenaeus occidentalis</i>	0.95	870	794	845	0.25295508	1.15	5700	507.7	0.36773685	0.53	832	1.125	12.4	0.67	0.02	1.48	676	0.164	0.216	6270	0.107	0.0517	0.12	Explotación muy fuerte
<i>Xiphopenaeus kroyeri</i>	0.88	1640	833	416550670	0.95798319					0.4	14784	1306	0.41807044	0.3	1500	0.15133333	1940	0.238	0.3	12900	0.0832	0.124	0.206	Explotación fuerte
<i>Solenocera agassizii</i>	1.24	750				0.3	5350	202	0.07178218	0.4	450	0.03622222					315	0.356	0.229	2760	0.165	0.0266	0.0583	Explotación muy fuerte
<i>Farfantepenaeus brevisrostris</i>						1.08	11000	415	0.2060241	0.28	476	0.68487395					413	0.399	0.327	2530	0.274	0.0687	0.105	Explotación muy fuerte
<i>Farfantepenaeus californiensis</i>																	278	0.324	0.222	2510	0.00435	0.0197	0.0444	Explotación muy fuerte
<i>Anadara tuberculosa</i>			1910	382004080	0.5486911								6.37	0.66	0.0904	1.56	270	0.237	0.183	2940	0.0838	0.074	0.194	Explotación fuerte
<i>Lolliguncula diomedae</i>	0.71	155				0.2	961	45.8	0.32751092	0.35	63.7	0.06028257					62.7	0.266	0.255	492	0.168	0.0334	0.0655	Explotación muy fuerte
<i>Alopias pelagicus</i>																	24.3	0.169	0.0462	1050	0.18	0.497	0.0957	Explotación muy fuerte
<i>Alopias suprciliosus</i>																	13.1	0.311	0.137	192	0.245	0.0332	0.121	Explotación fuerte
<i>Carcharhinus falciformis</i>																	17.2	0.252	0.0591	581	0.0796	0.0174	0.147	Explotación fuerte
<i>Carcharhinus limbatus</i>																	3.67	0.773	0.668	11	0.563	0.255	0.168	Explotación fuerte
<i>Galeocerdo cuvier</i>																	3.95	0.308	0.188	42	0.155	0.0685	0.182	Explotación fuerte
<i>Hypanus longus</i>																	18.9	0.264	0.149	253	0.0972	0.0553	0.185	Explotación fuerte
<i>Mustelus henlei</i>																	9.3	0.443	0.348	52	0.186	0.174	0.45	aceptable
<i>Mustelus lunulatus</i>																	30.4	0.259	0.15	404	0.135	0.0538	0.179	Explotación fuerte
<i>Sphyrna corona</i>																	7.69	0.739	0.659	23	0.507	0.189	0.144	Explotación fuerte
<i>Sphyrna lewini</i>																	9.94	0.266	0.149	134	0.0652	0.0361	0.121	Explotación fuerte
<i>Sphyrna media</i>																	12.2	0.769	0.647	38	0.632	0.145	0.122	Explotación fuerte
<i>Sphyrna tiburo</i>																	5.9	0.865	0.759	15	9.25	0.0184	0.0121	Explotación muy fuerte

Los colores representan los niveles de estado de aprovechamiento de los recursos evaluados, el verde es un estado óptimo, el amarillo se refiere a recurso con nivel aceptable, en naranja es uno ya con alarmas y un estado de explotación fuerte, y el rojo muestra ya pesquerías con niveles críticos.

4.8 Conclusiones generales

Los modelos que se utilizaron como los de producción excedente con remuestreo Bootstrap y los desarrollados con cadenas de Márkov y remuestreo Montecarlo (MCMC) utilizaron información de por lo menos 10 años antes del 2019, ya que su funcionamiento dependen de datos de CPUE y como las pesquerías se han inclinado más por la pesca artesanal esta información se ha vuelto difícil de adquirir, sin embargo, esto permitió tener un referente de como funcionaron las pesquerías antes, por ello la mayoría de los recursos se marcó en verde, otros modelos como el de Thompson y Bell solo fueron aplicados con datos de 2019. Los dos modelos LBB y CMSY si utilizaron el total de la información histórica completa hasta el 2019 por ello representa el estado actual de las pesquerías que ya no son tan halagadoras como la evidencia antigua; sin embargo y respeto a los trabajos realizados para las cuotas del 2019, algunos recursos muestran una ligera recuperación, especialmente en los peces óseos (demersales y pelágicos), y otros se mantiene o están en región crítica de sobreexplotación.

De los nuevos modelos, se puede ver que el LBB castiga de una manera significativa el diagnóstico del estado de salud de las poblaciones, lo que puede deberse a dos razones: i) No se dispone de registro de tallas anteriores a lo de 2012, ii) No se han podido registrar un ciclo anual completo desde el 2012, y con años donde los registros de esta no fueron lo suficientemente amplias que permitieran disponer de tallas que representaran todas las capturas ejercitadas durante el año de la observación.

Algunos modelos intentan representar condiciones ambientales, pero para el análisis de los recursos pesqueros es muy importante disponer de datos medio ambientales que esbozen la forma como se debería disponer información ambiental que permitan reflejar las condiciones básicas de los hábitats y ecosistemas donde se mueven los recursos pesqueros, de manera que los modelos también puedan incorporar esa información, y los expertos integren en los análisis, esas condiciones, de tal manera que sus impactos hablen los recursos pesqueros, de manera que los resultados hablen un poco mejor sobre el estado de salud de estos recursos.

CAPÍTULO V

5. Resultados de la modelación de las pesquerías del del Caribe Colombiano

5.1 Peces

La biodiversidad del Caribe es amplia ya que, entre algas, foraminíferos, invertebrados y peces llega a las 12046 especies (Miloslavich, Díaz, Klein, Alvarado, & Díaz, 2010); para Colombia y en especial para el Caribe se han realizado un inventario sobre el tipo de situación en que se encuentran los ambientes ecológicos, de tal manera que los estudios evidencian que el 46% se encuentran en estado vulnerable, 15% en peligro, 15% con datos insuficientes y 11% en peligro Crítico. Finalmente, se puede anotar que el INVEMAR en el Museo de Historia Natural Marina de Colombia, posee 65000 lotes depositados de organismos marinos y cuenta con 4700 especies descritas -Mar Caribe y Océano Pacífico-. En cuanto a la riqueza íctica marina y estuarina, en aguas nacionales habitan aproximadamente 2000 especies de peces (Acero & Polanco, 2006) así mismo, se registran para el Caribe 1498 especies de moluscos, 239 de equinodermos, 990 de peces (Díaz et al. 2010). De las 2000 especies marinas y estuarinas, aproximadamente, 449 se consideran especies de peces de importancia comercial actual o potencial (FAO & Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural., 2015), considerándose que para el Caribe el 16% son comerciales.

5.1.1 Pesquerías del pargo chino [*Lutjanus synagris*. Linnaeus, 1758]



Foto: J. Soward © (<https://www.floridamuseum.ufl.edu/discover-fish/species-profiles/lutjanus-synagris/>)

Nombre en inglés: Lane snaper.

5.1.1.1 Antecedentes del recurso de pargo chino

Este recurso es de tipo arrecifal marino, se encuentra entre los 10 a los 400 m de profundidad, se encuentra distribuido en el Atlántico este desde Bermuda y Carolina del Norte, USA hasta el Sur de Brasil, incluido el Golfo de México; es muy abundante en las Antillas y el banco Campeche de Panamá y al Noroeste de Sur América; la talla de madurez es de 23.8 cm de Lt., se reporta el tamaño más grande en 60 cm de Lt., con una longitud asintótica de 38.9 cm de Lt., con una tasa metabólica de crecimiento de 0.28 cm/año. (Fishbase, 2020).

De otra parte, para Puerto Rico se estimó una tasa metabólica de crecimiento de 0.23 año^{-1} , y un $L_{\infty} = 450 \text{ mm}$, con una estimación de la relación longitud peso de $W_g = 0.000061Fl^{2.75}$, de igual manera y, con los datos de longitudes, se estimó $Z = 1.65 \text{ año}^{-1}$, y con la ecuación empírica de Ralston \hat{s} para mortalidad natural $M = 0.527 \text{ año}^{-1}$, con una mortalidad por pesca $F = 1.13 \text{ año}^{-1}$, y con el modelo de Beverton y Holt se determinó que la producción pesquera se sustenta hasta en un 91%. (Acosta, R.S., & Appeldon, 1992).

Utilizando la metodología de otolitos y con un rango de tallas entre 18 a 37 cm de L_f , se estimó un coeficiente de $K = 0.395$, una longitud asintótica de 33.9 un $t_0 = -1.95$, el 99 % de L_{∞} alcanza en 4 años este tamaño, y la primera madurez sexual se alcanza en 1+ clase anual. No de encontraron diferencias significativas de los parámetros de crecimiento entre hembras y machos. (Luckhurst, Dean, & Reichert, 2000).

En el Caribe Colombiano, Barreto y Borda (2008) y Escobar et al (2014) establecieron parámetros de la biología pesquera de la especie con base en frecuencias de talla.

5.1.1.2 Análisis de los datos biológicos de las pesquerías del pargo chino

Este recurso ha sido evaluado por varios investigadores; y en especial sus registros más recientes se encuentra consignados en los documentos de cuotas, pero sus principales resultados se evidenciaron en la investigación de Gutiérrez-Bonilla & Barreto, (2019). (Tabla 5-1)

Tabla 5-1. Relación de los parámetros estimados para el pargo chino *Lutjanus synagris* en el Caribe colombiano.

Especie	<i>a</i>	<i>b</i>	r^2	<i>T.M.</i> [cm]	<i>T.M.C.</i> [cm]	<i>L_∞</i> [cm]	<i>k</i>	<i>Z</i>	<i>M</i>	<i>F</i>	<i>E</i>
<i>Lutjanus synagris</i>	0.0332	2.7304	0.9739	38.5	36.6	105	0.51	2.25	0.8	1.45	0.64

Estos resultados muestran que la especie es de crecimiento alométrico negativo [$b = 3$; $p > 0.05$]. La talla de madurez sexual [*T.M.*] comparada con la talla media de captura muestra un recurso en el límite de su estructura de tallas (Tabla 5-1). De otra parte, la tasa metabólica de crecimiento permite establecer que es un recurso de crecimiento relativamente alto, con una tasa instantánea de mortalidad total que implica un alto nivel de aprovechamiento, la cual es comprobada con la tasa de aprovechamiento que está ligeramente por encima de los estimado en los aspectos teórico (Ricker, 1975) (Csirke, 1980) (Sparre & Vennema, 1997).

En estudios realizados sobre estructuras duras (Gallaerdo-Cabello, Sanabria-Medez, M., Espino-Barr, & Anislado-Tolentino, 2010), determinaron que los parámetros de crecimiento estimados mediante esta metodología arrojaron un valor de $L_{\infty} = 33.09$ de longitud horquilla [equivale a 35.9 de longitud total calculada con la ecuación $L_t = 0.2 + 1.08 * L_h$.]; estas estimaciones difieren en gran medida por las estimaciones realizadas para el Caribe colombiano permitiendo especular que este es un stock diferente, aunque la connotación del L_{∞} depende en gran medida de la intensidad de muestreo y del tiempo, para el muestreo. De otra parte, el mismo estudio estimo la tasa metabólica de crecimiento $K = 0.395$, que es mucho más cercana a las estimaciones realizadas en este estudio Análisis de los datos de dinámica de poblaciones de

estructuras duras (Gallaerdo-Cabello, Sanabria-Medez, M., Espino-Barr, & Anislado-Tolentino, 2010).

De los estudios realizados con esta especie se ha encontrado que el rendimiento máximo sostenible representa un 20% menos que los encontrados en esta investigación. Por ello se reseña, como una medida de ordenación, el punto de referencia [B/K] aceptable ya que implica que las pesquerías han aprovechado hasta un 42% de la biomasa disponible, esto es corroborado por la tasa de aprovechamiento que está en el nivel máximo permitido (Tabla 5-2).

Tabla 5-2. Estimación de los principales parámetros poblacionales del pargo chino *Lutjanus synagris* en el Caribe colombiano.

Especie	RMS	PRO	B/K	q	TMM/TMC	Fuente	E	Modelo usado	Observación
pargo chino	32 t.; 248 millones \$	34.79; 39; 36.63	0.68	0.00025	1.1	Barreto & Borda 2009; Gutiérrez & Barreto 2019	0.58	Thompson & Bell Schaefer	En el límite de aprovechamiento los PRL y PRO.

Aunque la especie no se encuentra en un nivel de sobreexplotación si está al límite de su capacidad biológica y productiva por lo que su permisibilidad pesquera no debe ser superior a las 40 toneladas.

5.1.1.3 Evaluación del estado de salud del stock con la modelación LBB del pargo chino

Con el fin de disponer de una modelación pesquera, de tipo bayesiano, se procedió a estudiar el comportamiento de la especie, basada en los datos de tallas recopilados entre los años 2006 al 2019.

Los resultados, por comodidad geométrica y espacial, se dividieron en dos grupos de tallas, el primero comprendido entre 2006 y 2012 y el otro entre 2013 y 2019. Y muestran que las frecuencias de tallas se comportan de acuerdo con el típico modelo de selectividad, aunque, se puede observar que se obtuvieron dos años con una ligera deformación [2009 y 2010] ya que, en estos, las tallas no fueron plenamente muestreadas, dejando algunas tallas por fuera del muestreo (Figura 5-1, Figura 5-2).

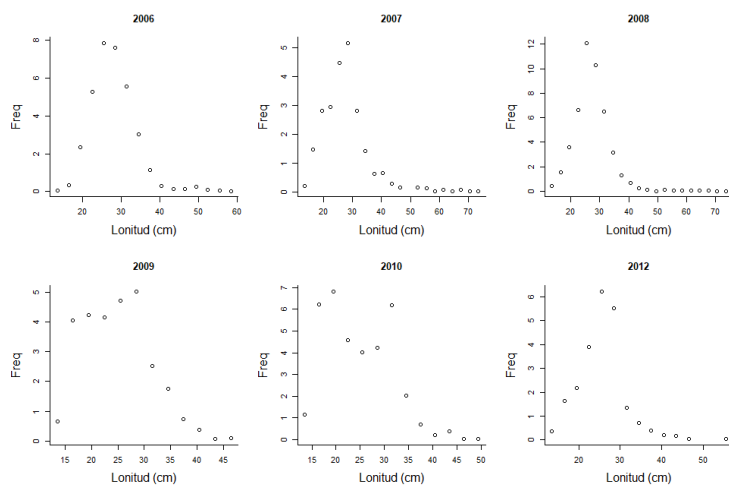


Figura 5-1. Distribución de las tallas del pargo chino, entre los años 2006 a 2012. Las tallas presentan en típico comportamiento de la estructura de selectividad.

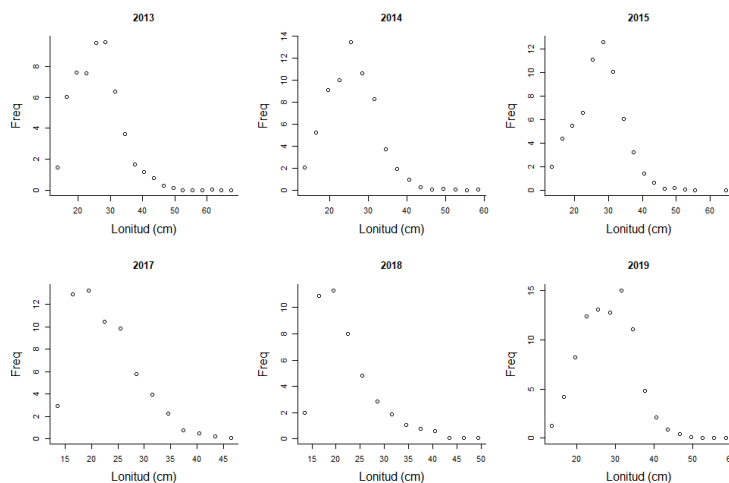


Figura 5-2. Distribución de las tallas del pargo chino, entre los años 2013 a 2019. Las tallas presentan en típico comportamiento de la estructura de selectividad.

El segundo grupo, presenta la secuencia entre el 2013 al 2019, que de forma general si presentaron un comportamiento homogéneo respecto a los modelos de selectividad (Figura 5-2).

El modelo muestra que para la estructura poblacional las estimaciones de sus parámetros de crecimiento fueron $L_{\infty} = 73.4$ de Lt; $Z/K = 8.3$ (Tabla 5-3) que se pueden considerar como un estándar dentro de este tipo de evaluación. De esta manera, si se compara lo ocurrido con los datos estimados en el primer año de estudio cuyos resultados son: $L_{\infty} = 68.4$ cm de Lt. y $Z/K = 11.5$ están ligeramente diferentes y al tener en cuenta los resultados obtenidos para el último año [2019] se pasó de una estimación de $L_{\infty} = 73.8$ de Lt.; $Z/K = 11$ que, aunque no varió de manera apreciable, si evidencia que las poblaciones de estos peces están siendo presionadas más allá de sus límites, por ello se presenta las primeras evidencias de un alto aprovechamiento de los stocks pescales. (Tabla 5-3).

Tabla 5-3. Resultados de las estimaciones paramétrica de las diferentes tasas de aprovechamiento del pargo chino *Lutjanus synagris*. Se muestra el cálculo prior de estos cálculos.

Linf prior	73.4	SD	0.743	cm			
Z/K prior	8.31	SD	2.36	M/K prior =	1.5	SD	0.15
F/K prior	6.81	(con un rango amplio t = 4 en una distribución log-normal)					
Lc prior	19.9	SD	1.99	alfa prior =	15.5	SD	1.55

El otro aspecto importante para analizar está relacionado con lo realizado sobre la tasa de mortalidad natural, respecto a la tasa metabólica [M/K], la cual no difiere a los estándares establecidos, siendo muy cercana a los estándares establecidos por la ciencia pesquera; de otra parte se observa que las otras tasas estimadas [F/K, Z/K, F/M] son valores altos, casi todos por encima de los estándares establecidos; como una guía de lo que las pesquerías deberán buscar en el ordenamiento de la misma es el tipo de rendimiento por recluta ya que el análisis recomienda una valor equilibrado de 0.0436 pero el actual está un poco por debajo del mismo 0.0014, lo cual implica cambios en las estrategias de la utilización de los métodos y artes de pesca y el manejo de las condiciones ecológicas que rodean las pesquerías (Tabla 5-4).

Tabla 5-4. Estimación general de parámetros y tasas de aprovechamiento del pargo chino *Lutjanus synagris* obtenidos de las pesquerías del Caribe colombiano.

L inf =	74.2	Rango	73	75.4
Lop =	49	Lopt/Linf =	0.66	
Lc_opt =	46	Lc_opt/Linf	0.63	
M/K	1.52	Rango	1.25	1.78
F/K	7.5	Rango	6.89	8.19
Z/K =	9.19	Rango	8.57	9.79
F/M =	4.88	Rango		
B/Bo	0.365	Rango		
Y/R´ F=M Lc = Lc_opt =		0.0436		
Y/R´ =	0.0014	Rango	0.00302	0.00545

Para el último año evaluado los parámetros estimados están un poco o por encima de los establecidos por el comportamiento general de las pesquerías, aunque es importante anotar que el rendimiento por recluta se aumentó ligeramente en un 29 % (Tabla 5-5).

Tabla 5-5. Estimaciones de las diferentes tasas y puntos de referencia obtenidos para el último año de pesquerías del pargo chino *Lutjanus synagris* para el Caribe colombiano.

		rango	
Lc =	30.6	29.8	31.1
Alfa	15.3	14.8	15.9
Lpromedio/Lopt	0.7		
Lc/Lcopt	0.66		



L95th	58.5	L95th/Loo	0.79
F/K	9.5	8.65	10.1
F/M	6.3	5.05	7.61
Z/K	11	10.2	11.6
Y/R´	0.0048	0.00342	0.00613
B/Bo	0.037	0.0263	0.0472
B/BMSY	0.1	0.0722	0.13
Lm50	22.4	Madurez	84%

Respecto al comportamiento de las tallas se observa, que tanto la talla media como la longitud al 50% Lc. tiene un comportamiento similar siendo el cambio más importante efectuado en el año 2018, que puede estar indicando que este año se presentaron las presiones por selectividad de pesca más importantes (Figura 5-3).

De otra parte, la presión de pesca muestra claramente que al inicio de estos análisis [año 2006] fue el periodo de pesca más intenso, al igual que el que se registró en 2012, años en los cuales las condiciones socioeconómicas permitieron aumentar la presión pesquera relativa (Figura 5-3).

Finalmente, los datos analizados para los puntos de referencia de biomasa [0.5 Bmsy] muestran que los indicadores de las capturas están muy por debajo de este punto de referencia y especialmente alejado de los estándares de biomasa en el punto de equilibrio $F = M$, lo que está indicando que se puede estar comprometido el sistema de reclutamiento de la especie (Figura 5-3).

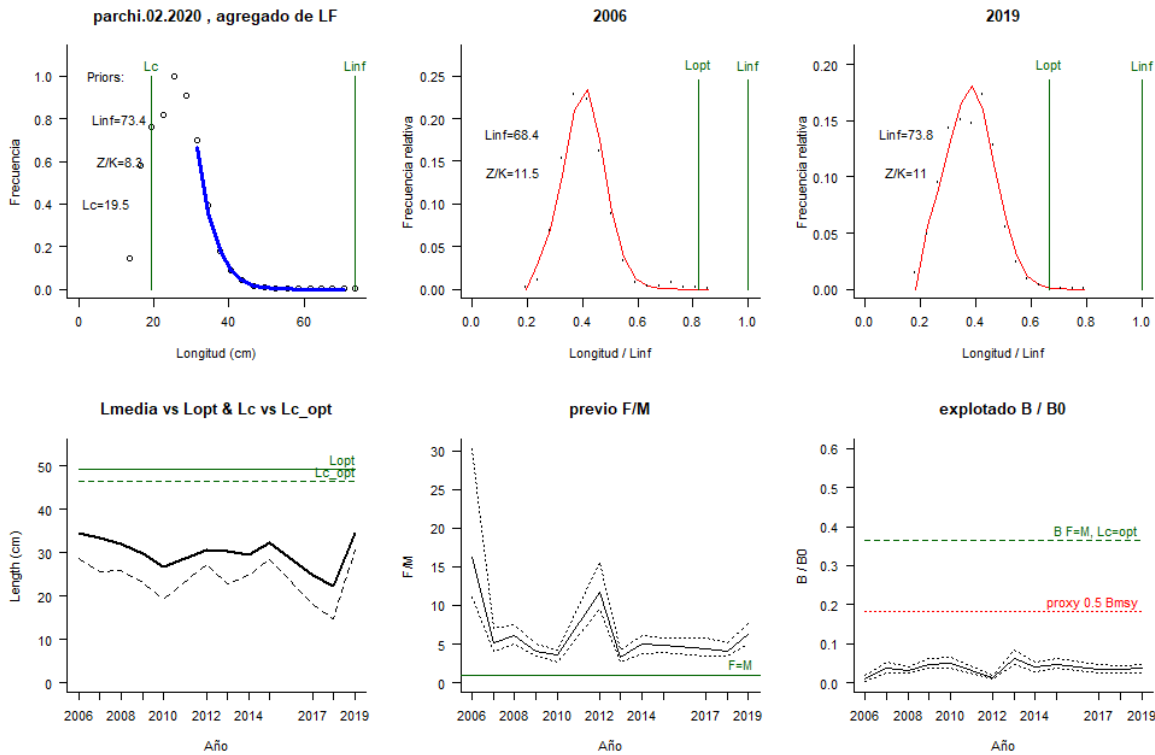


Figura 5-3. Comportamiento de las pesquerías del pargo chino en el Caribe colombiano. El panel superior izquierdo muestra los datos frecuencias de longitudes utilizadas para estimar el pre de Lc., Loo y Z/K. Los medio y derechos superiores muestran los datos de longitudes de frecuencias del primero y último año de la serie de tiempo estudiada. La curva roja muestra el ajuste de la ecuación que provee estimaciones de Z/K, M/K, F/K Lc. Loo, los cuales se muestran como referencia. El panel inferior izquierdo muestra L media [curva en negrita] en relación con L opt. Y Lc., [curva negra discontinua] con relación a la Lc opt. El panel medio inferior muestra la presión de pesca relativa F/M [curva negra] con límites de confianza aproximados del 95% [curva punteada], con relación al nivel de referencia donde F=M [línea horizontal verde]. El panel inferior derecho muestra la biomasa relativa B/Bo [curva negra] con límites de confianza aproximado del 95% [curva negra punteada] con proxy para Bmsy [línea discontinua verde] y un proxy para Bpa o 0.5 de Bmsy [línea de puntos roja].

5.1.1.4 Modelos CMSY y BSM para el análisis de las pesquerías del pargo chino

La tasa de explotación muestra que entre los años 1990 hasta 2010, las pesquerías tuvieron un comportamiento uniforme, donde las éstas estuvieron por debajo de nivel de pleno aprovechamiento o cercanos al equilibrio; pero a partir de esta fecha la presión de pesca aumento de manera considerable siendo el año 2011 como el 2019 los de más alto impacto (Tabla 5-6, Tabla 5-7, Tabla 5-8).

El ajuste de las capturas, tanto las de predicción como las estimadas fueron comparadas, con un nivel de seguridad el 95%, de tal manera, que se muestra cómo las pesquerías del 2012 son realmente diferentes frente al resto de los años evaluados; este comportamiento atípico es poco frecuente en las pesquerías, pero inicialmente se pudo atribuir a un aumento considerable del esfuerzo de pesca debido a cambios en la estructura ecológica de la región (Figura 5-4).

Como una medida de verificación de la estructura evaluativa del comportamiento de la captura por unidad de esfuerzo [CPUE], el sistema ajustó los datos reales frente al comportamiento logístico, apreciándose que no se presentaron datos por fuera de la banda de seguridad del 95% en especial los primeros cuatro años, esto se vio reflejado en el análisis de los residuos, denotando que éstos se encuentran un poco por encima de los estándares recomendadas, pues las diferencias de la CPUE observado y el estimado es superior a 1 (Figura 5-4).

Tabla 5-6. Resultados del CMSY para las pesquerías del pargo chino *Lutjanus synagris* para el Mar Caribe colombiano.

Parámetros estimados	Valor	C.I. al 95%	
R	0.248	0.139	0.441
MSY	38	29	53.7
K	652	467	909
		2.2 th perc.	97.5th perc.
Biomasa relativa en el último año	0.344k	0.128	0.398
Explotación $F/(r/2)$ en el último año	1.48	1.28	4

Tabla 5-7. resultados de modelo Schaefer de tipo bayesiano [BMS] usando capturas y CPUE para las pesquerías del pargo chino *Lutjanus synagris* en el Mar Caribe colombiano.

Parámetros estimados		Límite inferior	Límite superior
q	0.0000375	0.0000245	0.0000573
		95 % CI	
r	0.196	0.101	0.38
k	635	417	965
MSY	31.1	19.8	48.9
		2.5th perc.	97.5th perc.
Biomasa relativa para el último año	0.266k		
Explotación $F/(r/2)$ en el último año	4.99	0.0407	0.463
r -k log correlación =		-0.732	

En cuanto al comportamiento probabilístico de las densidades de las evaluaciones priori y posteriores de los parámetros estimados, muestran que el ajuste más efectivo con el menor valor de PPVR se encontró para el MSY y la máxima biomasa [k] lo cual determina que estos ajustaron mejor en los análisis prior y posterior.

Si se toma como punto de análisis las densidades ocurridas entre los tres referentes anuales, se nota que en el primer año el rango de distribución de las densidades probabilísticas es similar, pero a medida que el periodo avanza el esquema cambia siendo para el 2011 más amplias las densidades priores que las posteriores, y para el año 2019 su rango de aplicación es diferente. Esto demuestra las grandes variaciones que la pesquería soportó a lo largo de los años (Figura 5-5).

Tabla 5-8. Estimación de los puntos de referencia para la toma de decisiones en el manejo de pargo chino *Lutjanus synagris* en el Caribe colombiano.

Parámetros	valor	95 % CI		Decisión
Fmsy	0.098	0.0505	0.19	(si $B > 1/2 B_{msy}$ cuando $F_{msy} = 0.5r$) 0.098
Fmsy	0.098	0.0505	0.19	(r y Fmsy se reducen linealmente si $B < 1/2 B_{msy}$)
MSY	31.1	19.8	48.9	
Bmsy	317	209	482	
		2.5th perc.	97.5th perc.	
Biomasa en el último año	169	25.8	294	
B/Bmsy en el último año	0.532	0.0814	0.927	
Mortalidad por pesca en el último año	0.265	0.152	1.73	
Explotación F/Fmsy	2.8	1.13	127	

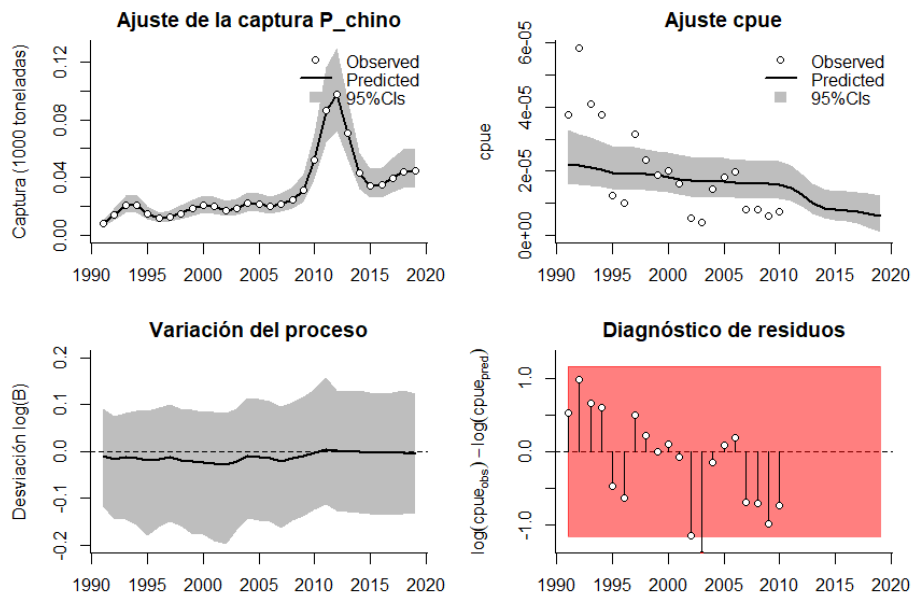


Figura 5-4. Modelación de las pesquerías del pargo chino *Lutjanus synagris*. En el panel superior izquierdo muestra el comportamiento de las pesquerías con límites de confianza aproximada ante del 95 %. En el panel superior derecho se muestra el ajuste de los datos de CPUE estimados y observados con una aproximación al 95 % de seguridad [zona gris]; en el panel inferior izquierdo se muestra el comportamiento del modelo estimado con una visión del logaritmo de la biomasa, la zona gris es el nivel de seguridad al 95%, el panel inferior izquierdo es en análisis de los residuos de la evaluación del CPUE, la zona en rojo muestra que hay algunas diferencias de estos residuos frente al comportamiento normal de los mismos.

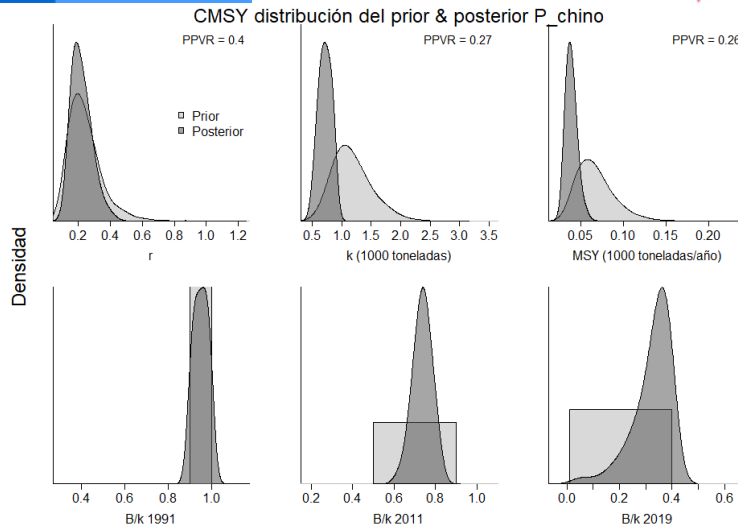


Figura 5-5. Determinación de las zonas de densidad probabilística de los análisis realizados para *Lutjanus synagris*, aplicando el modelo CMSY, pre y post de la aplicación de la teoría bayesiana. el panel superior se refiere a los ajustes en cuanto a la tasa intrínseca de crecimiento [r], la capacidad de carga del ecosistema [K], y del rendimiento máximo sostenible [MSY]. En el panel inferior está el estudio muestra los mismos análisis probabilísticos para los años iniciales el medio más bajo y el final.

Efectuado el análisis de las densidades obtenido por el modelo BSM, se encuentra que el comportamiento es muy parecido al realizado con el CMSY, pero el valor más bajo de PPVR se obtuvo para el MSY que nos permite establecer que esta estimación es el mejor ajuste en los resultados finales (Figura 5-6).

El modelo, de forma general, muestra que las pesquerías empezaron en una zona óptima, pero luego se rebasaron los niveles límites de máximo aprovechamiento y se está en una zona registrada como de sobre aprovechamiento (Figura 5-7).

Una visión general del estudio de las pesquerías de esta especie muestra que la actividad extractiva ha venido en aumento con un pico importante entre 2011-2012 con una evaluación que muestra como las biomazas prior oscilan entre 0.9 y 1.0 para el primer año; entre 0.5 y 0.9 para el prior y entre 0.0 y 0.4 en el último año del muestreo (Figura 5-7).

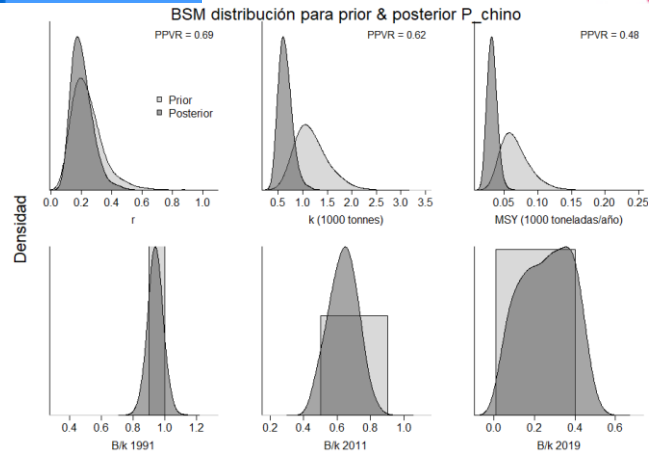


Figura 5-6. Determinación de las zonas de densidad probabilística de los análisis realizados para *Lutjanus synagris*, aplicando el modelo BSM, pre y post de la aplicación de la teoría bayesiana. el panel superior se refiere a los ajustes en cuanto a la tasa intrínseca de crecimiento [r], la capacidad de carga del ecosistema [K], y del rendimiento máximo sostenible [MSY]. En el panel inferior está el estudio muestra los mismos análisis probabilísticos para los años iniciales el medio más bajo y el final.

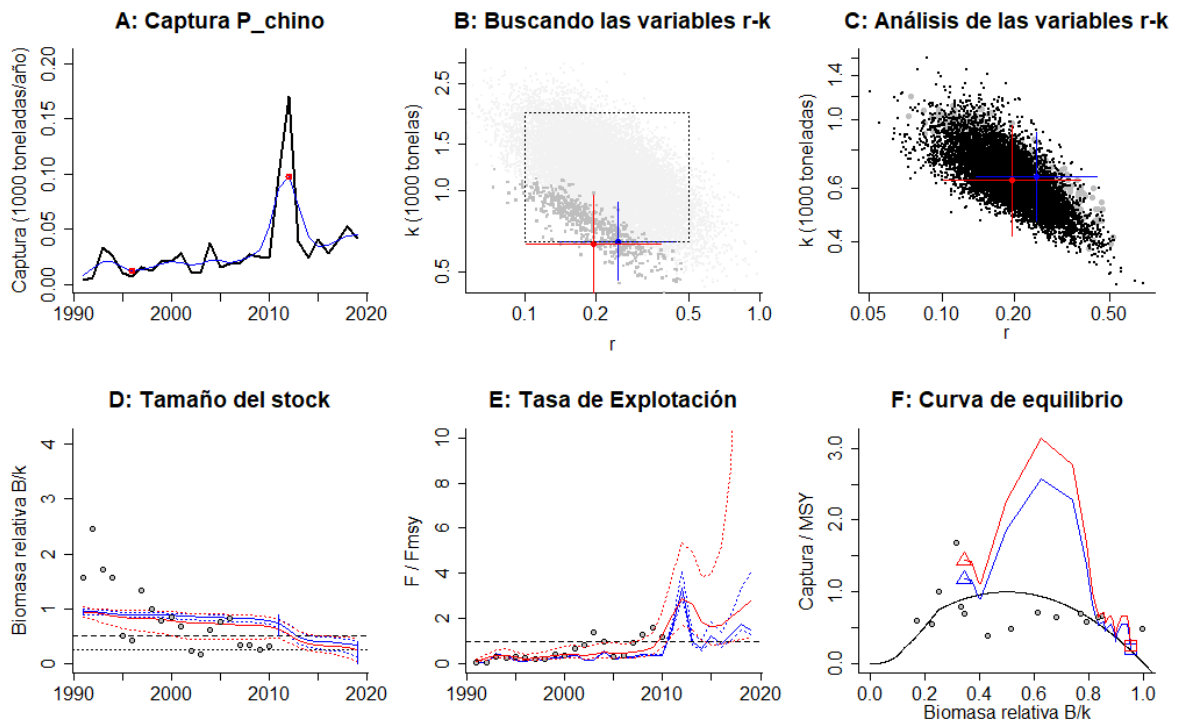


Figura 5-7. Resultados del Análisis de las pesquerías del pargo chino para el Caribe Colombiano utilizando los modelos CMSY y CSB. El panel superior izquierdo muestra en negro las series temporales de capturas y en azul el promedio móvil de tres años con indicación de la captura más alta y baja, como se usa en la estimación de la biomasa previa por las reglas predeterminadas. El panel B muestra el espacio de registro de r-k explorado y en gris oscuro los pares de r-k que el modelo CMSY encontró compatibles con las capturas y la información previa. El panel C muestra el par r-k más probable y sus límites de confianza aproximados del 95% en azul. Los puntos negros son posibles pares r-k encontrados por el modelo BMS, con una cruz roja que indica el par r-k más probable y sus límites de confianza del 95%. El panel D muestra los datos de abundancia disponibles en rojo, escalados a la estimación BSM de $B_{msy}=0.5k$, y en azul la trayectoria de biomasa estimada por CMSY. Las líneas punteadas indican los percentiles 2.5 y 97.5. Las líneas azules verticales indican los rangos de biomasa anteriores. El panel E muestra en rojo la tasa de cosecha

[captura / abundancia] escalada a la estimación $r/2$ de BSM, y en azul la tasa de cosecha correspondiente de CMSY. El panel F muestra la curva de equilibrio de Schaefer de captura/RMS en relación con B/k , con sangría en $B/k < 0.25$ para explicar el reclutamiento reducido en tamaños de stock bajos. Los puntos rojos se escalan por estimaciones de BSM y los puntos azules se escalan por estimaciones de CMSY.

Mirando las repuesta que el modelo presenta en cuanto a los niveles de rendimiento máximo sostenible MSY, se puede notar que las capturas realizadas comparadas con este punto de referencia, se pueden dividir en tres fases: la primera está entre los años 1990 al 2009 donde el recurso se mantuvo en crecimiento pero sin llegar al límite de su aprovechamiento, una segunda etapa entre 2009 y 2011 donde se alcanzan las mayores tasas de aprovechamiento llegando inclusive a sobrepasando el punto de referencia límite; una tercera etapa desde el 2011 hasta el 2019 donde busca mantenerse dentro de los límites de punto de referencia, aparentemente es un equilibrio (Figura 5-7).

De otra parte, evaluamos las tasas relativas de biomasa [B] respecto a la biomasa en rendimiento máximo sostenible [BMSY] encontramos que ésta se acerca peligrosamente al 0.5 de la biomasa lo que representaría un problema ecológico (Figura 5-8).

Frente a la tasa de aprovechamiento [F/FMSY] se puede observar que las pesquerías presentan un impacto uniforme excepto para el 2019 donde los niveles se disparan de manera apreciable. Finalmente, del análisis de los impactos de las tasas relativas de biomasa [B/Bmsy] frente al esfuerzo de pesca y la tasa relativa de mortalidad están indicando que el recurso está en niveles altos de aprovechamiento- (Tabla 5-8, Figura 5-8).

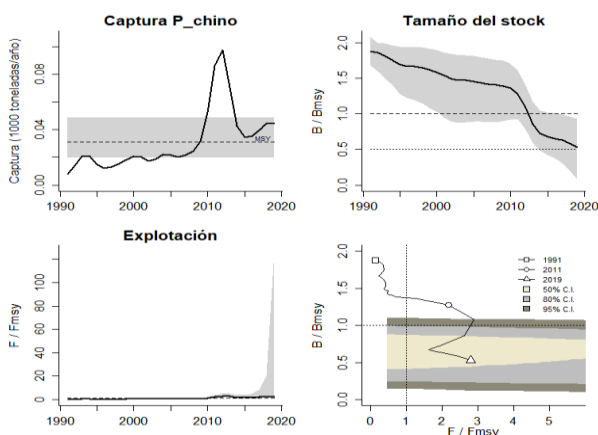


Figura 5-8. Análisis de las pesquerías del pargo chino *Lutjanus synagris* en el Caribe colombiano. El panel superior izquierdo muestra el comportamiento de las capturas [curva negra] y la zona gris muestra el nivel de seguridad al 95%. El panel superior derecho muestra la tasa de aprovechamiento de la biomasa frente al RMS. El panel inferior izquierdo muestra la tasa de aprovechamiento frente a al estándar donde $F = Fmsy$ [línea punteada] y el observado [curva negra] la zona gris es el nivel de seguridad al 95%, el panel inferior derecho muestra el resumen de las tasas relativas de biomasa y las tasas relativas de esfuerzo.

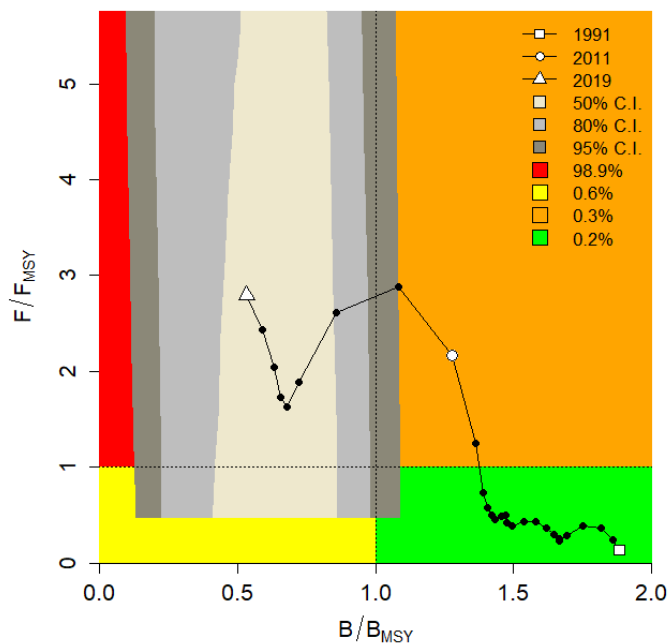


Figura 5-9. Análisis de las pesquerías del pargo chino *Lutjanus synagris* en el Mar Caribe colombiano, utilizando el gráfico de fases de Kobe.

5.1.1.5 Conclusiones de las pesquerías de pargo rojo

De acuerdo con la propuesta sobre las categorías de tipo de agotamiento, este recurso se encuentra dentro de la categoría de agotamiento medio ya que su biomasa relativa de 0.34 (rango establecido entre 0.2 a 0.6) (Frose R. , Demirel, Coro, & Winkler, 2019).

El resultado de la tasa intrínseca de crecimiento encontrada por el CMSY de $r = 0.248$ catalogan a la población con una resiliencia media, que permite intuir que el recurso, aunque presionado, y con una adecuada administración puede recuperarse.

Las tasas de aprovechamiento pesquero F/F_{msy} o $F/[r/2]$ de 2.8 están muy altas, pues deberían tener un valor cercano a 1, que puede ser un nivel estable, por lo tanto, se debe procurar que el mismo baje, esto se puede lograr con mejores prácticas de pesca y manejo ambiental de los ecosistemas ya que muchos de estos impactos se deben a la depuración del ecosistema. Es una especie aprovechada con signos de sobreexplotación.

A partir de las estimaciones realizadas de la tasa de explotación de 2.8, y un porcentaje de madurez sexual de 84%, longitud óptima L_{op} la biomasa relativa de 49 cm de Lt., la mortalidad por pesca actual de 0.265 año^{-1} , y la mortalidad por pesca en rendimiento máximo sostenible 0.098 año^{-1} , se propone que el rendimiento máximo sostenible (MSY) para la especie sea un valor de $31.1 \pm (19.8 - 49)$.

5.1.2 Pesquerías de robalo (*Centropomus undecimalis*, Bloch, 1792)



Carla Isobel Elliff © .

Nombre en inglés: Common snook

5.1.2.1 Antecedentes del recurso

El róbalo es un recurso que se distribuye solamente en el Atlántico Occidental desde el sur de la Florida hasta el Golfo de México, igualmente se encuentra en las Antillas, en el Caribe Sur América inclusive hasta el Sur de Río de Janeiro, se han tenido reportes en Carolina del Norte y Texas. Suele encontrarse en aguas dulces [anfidromo] y muchas veces asociado a sistemas de arrecifes coralinos; se distribuye desde aguas someras hasta los 22 metros y prefiere rangos de temperatura entre los 25° a los 31° C (Fishbase, 2020).

Es un importante carnívoro en los sistemas de aguas tropicales y subtropicales tanto en aguas marinas como en estuarios y en ríos. Este es un recurso eurihalino y semi-catódromo. Las mareas altas facilitan el movimiento de los huevos dentro de los ambientes dulceacuícolas que son los hábitats que ocupan las larvas. Los juveniles están tanto en aguas dulces como salobres. (Gilmore et al. 1983; Peters 1993 en McMichael, Peters, & G.R., 2020).

Es una especie protándrica hermafrodita (R. Taylor y H. Grier e McMichael, Peters, & G.R., 2020), por lo que los individuos maduran y desovan primero como machos y luego con la edad cambian de sexo.

Los estudios de genética poblacional proponen que hay diferentes grupos o stock separados que son los stocks del Atlántico y las aguas del Golfo, así como entre las poblaciones de la Florida y el Caribe (Trigliani & Bert, 1995). Esto nos indica que los peces que se capturan en Colombia deben pertenecer al stock del Caribe.

Por la connotación metabólica, las hembras son más viejas que los machos hasta en un 50% de la madurez, esto es, que las hembras tienen una edad de 5 años entre 500 a 522 mm de Ls. versus 2 años y entre 330 a 348 mm de Ls., y el desarrollo ovárico tiene grupos sincrónicos; los desoves ocurren aproximadamente entre abril a diciembre o enero e incluyen múltiples desoves especialmente entre mayo y septiembre, con un rango de temperatura mayor a los 22° C y salinidades de mayores a las 27 partes por mil. Temperaturas por debajo de los 15° C son la principal causa de mortalidad natural (Peters, Matherson, & R., 1998)

Los hábitos alimenticios de las larvas se concentran principalmente en copépodos. Los juveniles pequeños prefieren copépodos y misidiáceos (Gilmore et al. 1983 en Muller, 2000), pero también se puede alimentar de microcústáceos hasta crecer lo suficiente para depredar crustáceos como camarones y pequeños peces; los juveniles prefieren peces que es la alimentación básica de los adultos. (Muller, 2000).

Los róbalo pueden alcanzar hasta 20 años de vida máxima con una talla de 1.100 mm de Lh., en muestreos realizados por Taylor en el 2000 encontró hembras de hasta de 18 años con un tamaño de 1.105 mm de Lh., los machos más viejos solo fueron de 15 años y 865 mm de Lh. (Peters, Matherson, & R., 1998).

En el Caribe colombiano, Barreto y Borda (2008) así como Escobar et al (2014) estimaron parámetros biológico pesqueros de la especie; entre otros parámetros TMC de 48.9 y 46.1 respectivamente,

5.1.2.2 Análisis de los datos biológicos de las pesquerías del robalo

Teniendo en cuenta que las pesquerías de róbalo forman parte de un grupo importante de aprovechamiento y que la literatura base tiene inclusive connotaciones en el sistema productivo de la acuicultura, son variados los estudios que hay sobre el tema. Pero en este documento se tiene en cuenta estudio realizados para el establecimiento de las cuotas globales. (Barreto & Borda, 2008) (Gutierrez Bonilla & Barreto, 2019).

Por lo tanto, como referencias de las evaluaciones realizados con anterioridad al presente estudio se presenta un resumen de los documentos evaluados como se muestran en Tabla 5 10.

Tabla 5-9. Relación de los parámetros estimados para róbalo *Centropomus undecimalis* en el Caribe colombiano.

A	B	r^2	T.M. [cm]	T.M.C. [cm]	L_{∞} [cm]	k	Z	M	F	E
0.0076	3.0278	0.9616	48.9	41.5	120.3	0.2	0.61	0.41	0.19	0.311475

Tanto en este estudio como en la literatura revisada se encontró que el crecimiento de la especie es tipo isométrico [$b=3$, $P < 0.05$]. los resultados de la evaluación sobre la talla de madurez respecto a la talla de captura mostraron que el recurso está ya en niveles de sobreexplotación.

Respecto al tipo de crecimiento se ha podido determinar que la especie es de crecimiento lento, como lo demuestra la tasa metabólica de crecimiento [k] y que presenta registros parecidos a los calculados por varios investigadores cuyos resultados variaron entre 0.3 y 0.49 (Fishbase, 2020).

Desde el punto de vista del aprovechamiento de recurso los parámetros estimados muestran una tasa instantánea de mortalidad total razonablemente baja, ya que suelen esperarse valores superiores a 1; junto con estas deducciones se une a que la tasa de mortalidad por pesca es baja con una tasa de aprovechamiento [E] bastante baja, indicando que para el tiempo que se realizó esta evaluación las pesquerías mostraban un nivel bueno en relación con las capturas y el equilibrio ecológico (Caddy & Sharp, 1988) (Tabla 5-9).

Se ha podido determinar que analizando el comportamiento de las tallas es marcada la diferencia entre los machos y las hembras representado que los machos tiene el 69 % de las tallas estudiadas frente a un 31 % de las hembras (Perea-Garcia, Mendoza-Carranza, & Páramo-Delgadillo, 2008).

5.1.2.3 Análisis de los datos de dinámica de poblaciones del robalo

En los estudios realizados por Barreto & Borda [2009] y Gutiérrez Bonilla & Barreto [2019] y encuentra que el punto de referencia de la tasa de aprovechamiento B/K es alta que deja como remanente un nivel de aprovechamiento de solo 8 % de la biomasa activa, lo cual parece un nivel aceptable para el rendimiento pesquero (Tabla 5-10).

Tabla 5-10. Estimación de los principales parámetros poblacionales de róbalo *Centropomus undecimalis* en el Caribe colombiano.

RMS	PRO [\$]	B/K	q	TM/TMC	Fuente	Modelo usado	Observación
168	406,443,534	0.92	0.00052	1.178313	Gutiérrez & Barreto 2019; Barreto & Borda 2008	Bayesiano con variantes de cambios de 6 escenarios	sobrepasa los rendimientos máximos sostenibles.

5.1.2.4 Evaluación del estado de salud del stock con la modelación LBB para el robalo

Mediante la aplicación de análisis de pesquerías con el modelo bayesiano LBB y siguiendo como primer paso el análisis de comportamiento de las tallas en cada uno de los años muestreados, se encontró que los años 2006 y 2012 tuvieron diferencias respecto a los demás años, debido a que se tuvieron dificultadas en la toma de la información, por demás los otros años mostraron el comportamiento tipo de la distribución de acuerdo con los modelos de selectividad (Figura 5-10).

Para el segundo grupo las tallas estuvieron dentro de los parámetros de selectividad, aunque se nota que en casi todos existe una pequeña elevación en las tallas mayores indicando que se cambiaron los hábitos de la pesca donde se buscan las poblaciones a una mayor profundidad de las costa donde se encuentra los especímenes más grandes (Figura 5-11).

La evaluación de la dinámica poblacional muestra que los resultados prior de los principales parámetros como L_{∞} de 139 cm de Lt., Z/K de 2.16 y M/K de 1.5 actúan como un punto de comparación para el resto de los cálculos realizados (Tabla 5-11).

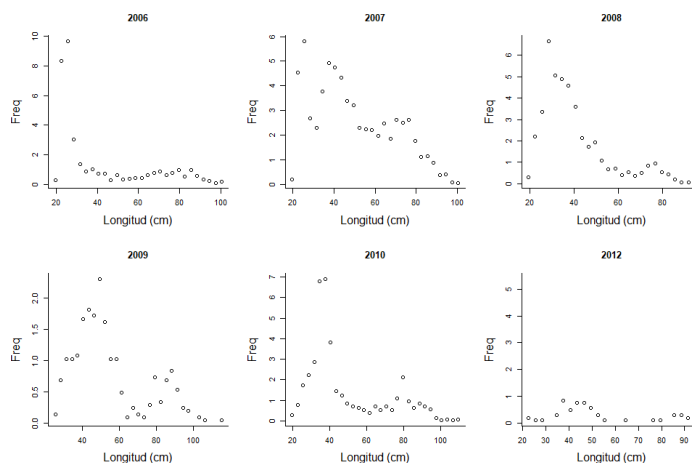


Figura 5-10. Distribución de las tallas del róbalo *Centropomus undecimalis*. Entre los años 2006 a 2012. Las tallas presentan el típico comportamiento de la estructura de selectividad.

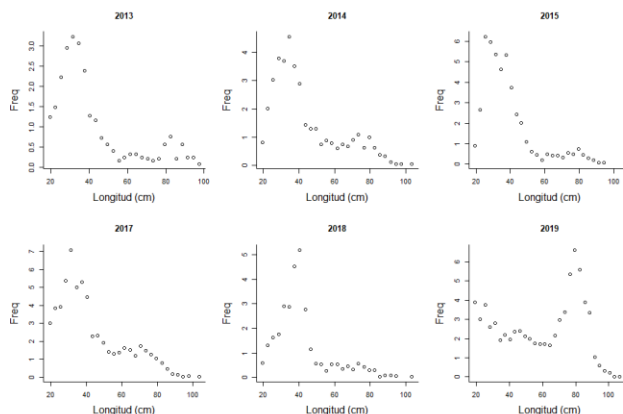


Figura 5-11. Distribución de las tallas del róbalo *Centropomus undecimalis*. Entre los años 2013 a 2019. Las tallas presentan en típico comportamiento de la estructura de selectividad.

Tabla 5-11. Resultados de las estimaciones paramétrica de las diferentes tasas de aprovechamiento del róbalo *Centropomus undecimalis*. Se muestra el visón prior de estos cálculos.

Linf prior	139	SD	1.39	cm			
Z/K prior	2.16	SD	2.47	M/K prior	1.5	SD	0.15
F/K prior	0.664	(con un rango amplio $t = 4$ en una distribución log-normal)					
Lc prior	22.9	SD	2.29	alfa prior	24.4	SD	2.44

Soportados en los anteriores supuestos y si se observa lo que ocurrió para el primer año del muestreo, los valores empiezan a cambiar, notándose un crecimiento original mucho más alto [Loo = 142 cm de Lt.] y una tasa Z/K muy superior, pero lo más importante fue el cambio generado por las estimaciones de estos parámetros para el año 2019. Una estimación de Loo

más pequeña y una z/k muy alto, indica que la presión al sistema por cambios medioambientales y la presión de pesca han ido en aumento (Figura 5-12).

Calculado lo ocurrido de manera global, se encuentra que el Loo se estabilizó sobre los 142 cm, pero su rango de seguridad está dentro de los parámetros ya estimados de Lt., y el M/K es ligeramente diferente al estándar establecido (Frose T. , Demirel, Coro, Kleisner, & Winker, 2017).

Las tasas estimadas F/K, Z/K, F/M, presenta valores un poco altos, por ejemplo, el valor encontrado de F/K es mucho más alto que el determinado para la evolución tipo prior; de otra parte los puntos de referencia de las tasas de abundancia B/Bo establecidas en 0.215 son más altas que las determinadas por el estudio de 0.215, de igual manera el punto de referencia de rendimiento por recluta de 0.0436 es más altos de lo estimado de 0.0136, estos dos indicativos están mostrando que el recurso está siendo presionados por los factores externos al grupo poblacional de la especie.

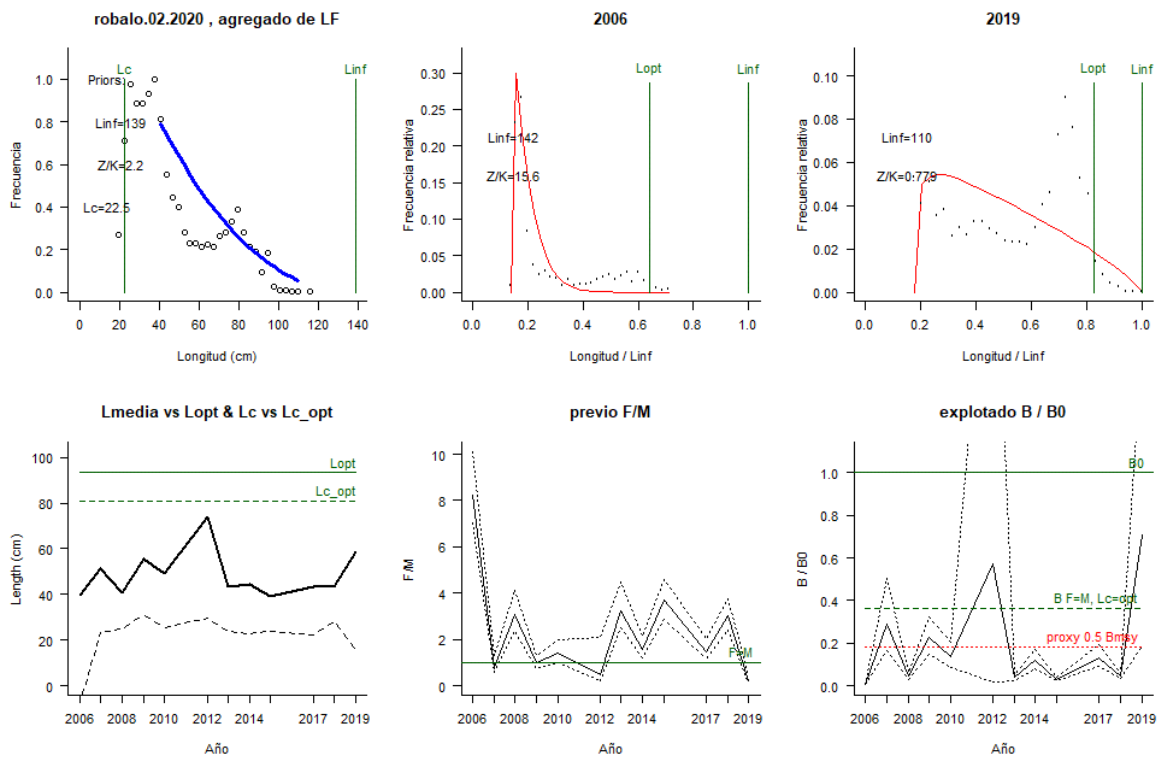


Figura 5-12. Comportamiento de las pesquerías del róbalo *Centropomus undecimalis* en el Caribe colombiano. El panel superior izquierdo muestra los datos frecuencias de longitudes utilizadas para estimar el pre de Lc., Loo y Z/K. Los paneles medio y derechos superiores muestran los datos de longitudes de frecuencias del primero y último año de la serie de tiempo estudiada. La curva roja muestra el ajuste de la ecuación que provee estimaciones de Z/K, M/K, F/K Loo, los cuales se calculan y se muestran como referencia. El panel inferior izquierdo muestra L media [curva en negrita] en relación con L opt. y Lc., [curva negra discontinua] con relación a la Lc opt. el panel inferior medio muestra la presión de pesca relativo F/M [curva negra] con límites de confianza aproximados del 95% [curva punteada], con relación al nivel de referencia donde F= M [línea horizontal verde]. El panel inferior derecho muestra la biomasa relativa B/Bo [curva negra] con límites de confianza aproximado del 95% [curva negra punteada] con indicación de un proxi para Bmsy [línea discontinua verde] y un proxi para Bpa o 0.5 de Bmsy [línea de puntos roja].

Analizada la evolución de la serie histórica, se encuentra que el comportamiento de la talla media ha tenido variaciones con picos y caídas sucesivas determinados por la variación en los métodos de pesca y en los cambios ambientales; así podemos observar que la tasa de aprovechamiento F/M presentó un nivel alto [2006] pero como con las tallas que oscilaron, estas tasas tuvieron el mismo comportamiento; se destaca que en el año 2019 se presentó uno de los mejores valores de los observados. Este resultado se corrobora con la tasa de densidad de biomasa B/Bo que muestra dos años bastante buenos el 2012 y el 2019 que en especial en este último año, mostró una aceptable recuperación que hace constancia de una interesante recuperación, indicando que estas capturas no afectaron el proceso del reclutamiento, pues el B/Bo fue superior al proxy de 0.5 Bmsy, igualmente se nota que para el último año la tasa de abundancia relativa B/Bo paso 0.25 a 0.71 aumentando tres veces su capacidad (Figura 5-12, Tabla 5-11, Tabla 5-12).

Tabla 5-12. Estimaciones de las diferentes tasas y puntos de referencia obtenidos para el último año de pesquerías del róbalo *Centropomus undecimalis* para el Caribe colombiano.

		rango	
Lc =	15.7	14.1	17.3
Alfa	24.2	23.1	25.5
Lpromedio/Lopt	0.65		
Lc/Lcopt	0.19		
L95th	110	L95th/Loo	1
F/K	0.14	0.075	0.243
F/M	0.22	0.107	0.472
Z/K	0.773	0.749	0.795
Y/R´	0.061	0.016	0.139
B/Bo	0.71	0.186	1.62
B/BMSY	1.9	0.511	4.44
Lm50	91	Madurez	3%

5.1.2.5 Modelos CMSY y BSM para el análisis de las pesquerías de robalo

Revisado el comportamiento ajustado de las capturas y la CPUE, se encuentra que las primeras presentan una trayectoria uniforme entre lo observado y los valores estimados por el modelo, pero cuando en cuanto a la CPUE si se aprecia que algunos años no estuvieron dentro de los niveles del seguridad al 95%, aunque el diagnóstico de los residuos muestra uniformidad cercana a cero lo que demuestra un nivel de confianza en los datos analizados y los estimados; en cuanto a la variación de proceso de las biomasa mostró que los primeros años fue uniforme pero entre 2010 y el 2019, se notan algunos cambios, aunque todos los años estuvieron dentro del nivel de seguridad al 95% (Figura 5-13).

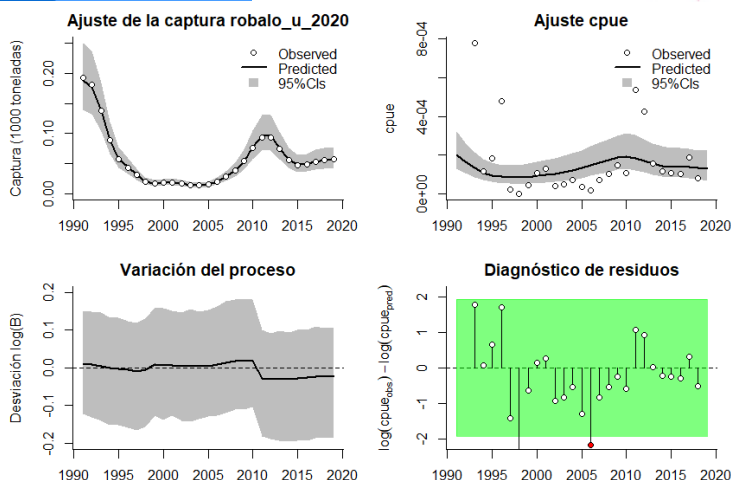


Figura 5-13 Modelación de las pesquerías del róbalo *Centropomus undecimalis*. En el panel superior izquierdo muestra el comportamiento de las pesquerías con límites de confianza aproximada ante del 95 %. En el panel superior derecho se muestra el ajuste de los datos de CPUE predichos y observados con una aproximación al 95 % de seguridad [zona gris]; en el panel inferior izquierdo se muestra el comportamiento del modelo estimado con una visión del logaritmo de la biomasa, la zona gris es el nivel de seguridad al 95%, el panel inferior izquierdo es en análisis de los residuos de la evaluación de la CPUE, la zona en verde muestra que hay un nivel de significancia al comportamiento normal de los mismos.

Siendo importante estudiar las densidades prior y posterior el mejor ajuste con el modelo de capturas, se obtuvo para el rendimiento máximo sostenible, seguido por el de la tasa intrínseca de crecimiento, siendo el menos favorable el efectuado con la capacidad de carga de la especies [K] (Figura 5-14).

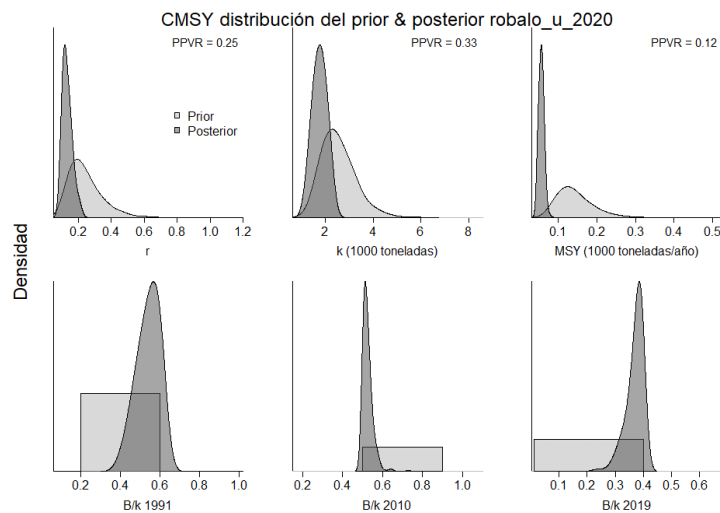


Figura 5-14. Determinación de las zonas de densidad probabilística de los análisis realizados para el róbalo *Centropomus undecimalis*, aplicando el modelo CMSY, pre y post de la aplicación de la teoría bayesiana. el panel superior se refiere a los ajustes en cuanto a la tasa intrínseca de crecimiento [r], la capacidad de carga del ecosistema [K], y del rendimiento máximo sostenible [MSY]. En el panel inferior está el estudio muestra los mismos análisis probabilísticos para los años iniciales el medio más bajo y el final.

Analizado el comportamiento de las densidades prior y posterior teniendo como modelación la CPUE notamos que el mejor balaca fue el efectuado para la tasa intrínseca de crecimiento [r] pero muy cercana la del MSY y como en el anterior análisis la peor se mostró en las densidades de K (Figura 5-15).

Aplicados el modelo productivo bayesiano, que involucró no solo las capturas, sino que se complementó con la información disponible de la CPUE, muestra que históricamente las pesquerías pasaron de una alto nivel de producción se redujeron drásticamente el 2005, y luego una segunda fase de recuperación, con un pico excepcional del 2006 y 2011, eventos productivos que pueden ser la respuesta a la interfase entre un fenómeno ambiental de «El Niño» y su desaparición, y que propiciaron el aumento del esfuerzo de pesca (Figura 5-15).

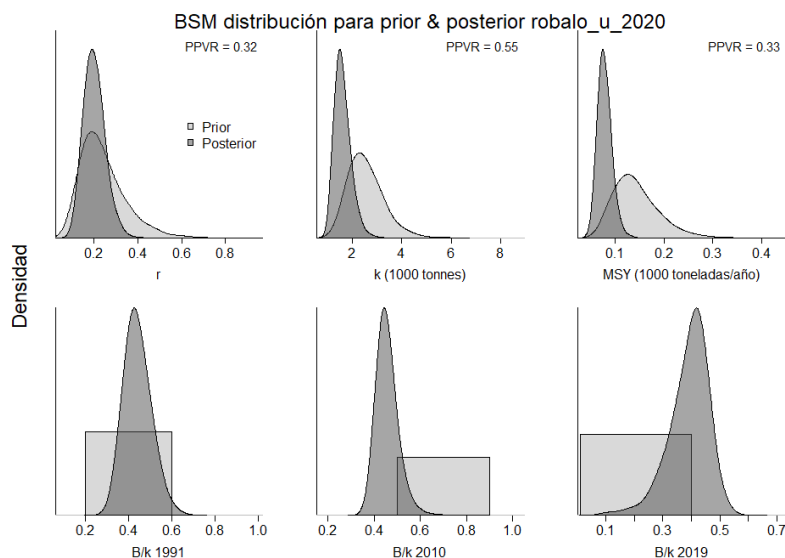


Figura 5-15. Determinación de las zonas de densidad probabilística de los análisis realizados para el róbalo *Centropomus undecimalis*, aplicando el modelo BSM, pre y post de la aplicación de la teoría bayesiana. el panel superior se refiere a los ajustes en cuanto a la tasa intrínseca de crecimiento [r], la capacidad de carga del ecosistema [K], y del rendimiento máximo sostenible [MSY]. En el panel inferior está el estudio muestra los mismos análisis probabilísticos para los años iniciales el medio más bajo y el final.

El comportamiento de las biomazas relativas, tanto de las capturas como de las CPUE [líneas azules y rojas, respectivamente, en el panel D de la Figura 5-16 muestran que existe una aparejamiento complementario entre estos dos indicadores, lo que evidencia que los cálculos priori de B/K (líneas verticales panel D Figura 5-16) que en el año de 1991 esta tasa varió entre 0.2 a 0.6, luego para 2010 la misma fue de 0.5 a 0.9 y bajó de nuevo en el 2019 entre 0.001 y 0.4 [Gráfica 6 16]y aunque la producción de este año fue alta se evidencia que las biomazas relativas están más presionadas [panel E de la Gráfica 6 16], donde el recurso pasó de tasas de aprovechamiento F/F_{msy} [$F/[r/2]$] cercano a 8, y se redujo positivamente entre los años 2000 a 2010, pero aumenta con un nuevo pico para 2011, estabilizándose en los años siguientes, pero con ligero incremento para el último año. Incorporar los valores de CPUE en el análisis resulta en incremento, en la tasa de aprovechamiento desde 1.42 a 1.82 (Figura 5-16, Tabla 5-13, Tabla 5-14).

Tabla 5-13. Resultados del CMSY para las pesquerías del róbalo *Centropomus undecimalis* para el Mar Caribe colombiano.



Parámetros estimados	Valor	C.I. al 95%	
R	0.178	0.103	0.308
MSY	71.4	50.5	101
K	1640	1070	2490
		2.2 th perc.	97.5th perc.
Biomasa relativa en el último año	0.251k	0.0688	0.298
Explotación $F/(r/2)$ en el último año	1.82	1.54	6.65

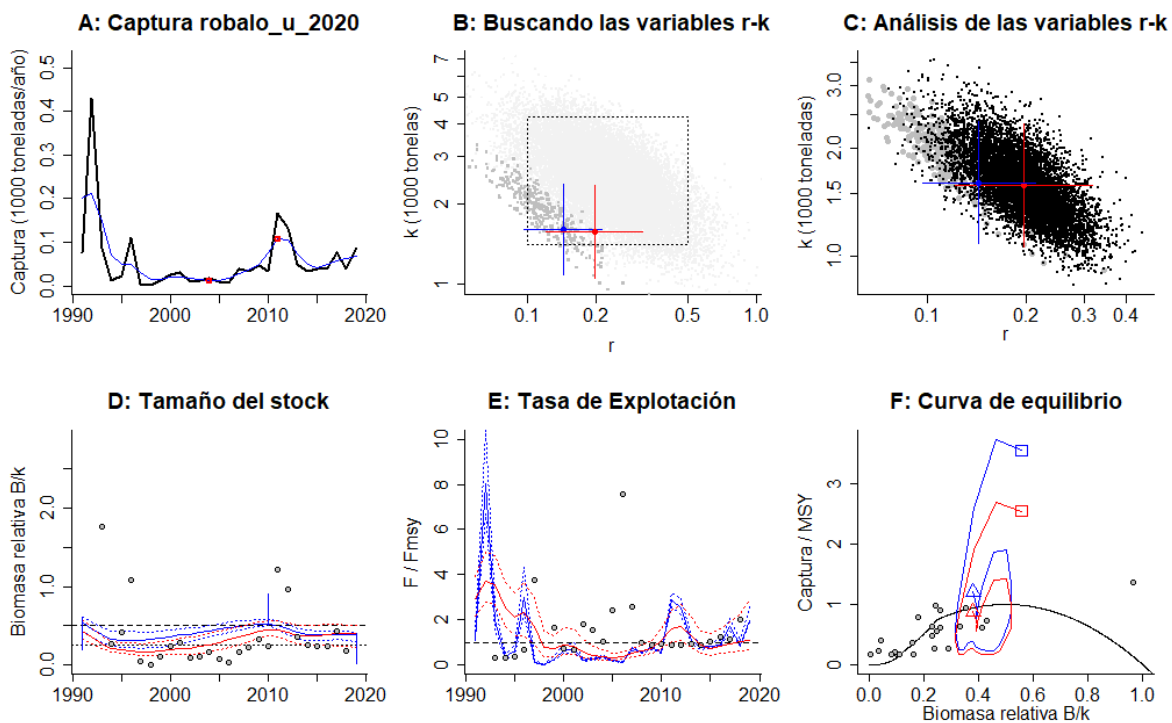


Figura 5-16. Resultados del análisis de las pesquerías del róbalo *Centropomus undecimalis* para el Caribe Colombiano utilizando los modelos CMSY y CSB. El panel superior izquierdo muestra en negro las series temporales de capturas y en azul el promedio móvil de tres años con indicación de la captura más alta y baja, como se usa en la estimación de la biomasa previa por las reglas predeterminadas. El panel B muestra el espacio de registro de r-k explorado y en gris oscuro los pares de r-k que el modelo CMSY encontró compatibles con las capturas y la información previa. El panel C muestra el par r-k más probable y sus límites de confianza aproximados del 95% en azul. Los puntos negros son posibles pares r-k encontrados por el modelo BMS, con una cruz roja que indica el par r-k más probable y sus límites de confianza del 95%. El panel D muestra los datos de abundancia disponibles en rojo, escalados a la estimación BSM de $B_{msy}=0.5 k$, y en azul la trayectoria de biomasa estimada por CMSY. Las líneas punteadas indican los percentiles 2.5 y 97.5. Las líneas azules verticales indican los rangos de biomasa anteriores. El panel E muestra en rojo la tasa de cosecha [captura / abundancia] escalada a la estimación $r/2$ de BSM, y en azul la tasa de cosecha correspondiente de CMSY. El panel F muestra la curva de equilibrio de Schaefer de captura/RMSY en relación con B/k , con sangría en $B/k < 0.25$ para explicar el reclutamiento reducido en tamaños de stock bajos. Los puntos rojos se escalan por estimaciones de BSM y los puntos azules se escalan por estimaciones de CMSY.

Tabla 5-14. Resultados de modelo Schaefer de tipo bayesiano [BMS] usando capturas y CPUE para las pesquerías del róbalo *Centropomus undecimalis* en el Mar Caribe colombiano.

Parámetros estimados		Límite inferior	Límite superior
q	0.000292	0.000176	0.000486
95 % CI			
r	0.178	0.11	0.287
k	1520	1030	2240
MSY	67.5	46.5	98.1
		2.5th perc.	97.5th perc.
Biomasa relativa para el último año	0.307k	0.168	0.382
Explotación F/(r/2) en el último año	1.42	0.857	4.29
r-k log correlación =		-0.651	

En el panel F de la Figura 5-16, relacionada con la curva de equilibrio se muestran los aspectos generales de las capturas con relación al rendimiento máximo sostenible MSY en donde es claro que cambio en estas, y como respuesta de las pesquerías iniciales a las actuales, con descenso cercano al 30%, tanto si se evalúa como simples capturas, o como CPUE.

Para tener una visión amplia del comportamiento de las pesquerías se estimó el nivel de MSY el cual marca un valor 77.3 toneladas. Bajo este parámetro estimado se observó que entre los años 1991 hasta el 1995, se estuvo por encima de valor estimado, luego hasta el 2007 se presentó un bajo sensible que ocasionó sobreexplotación, para iniciar una etapa de recuperación y en los últimos años las pesquerías se encuentran dentro del nivel de seguridad del MSY. Con relación a la tasa de aprovechamiento se puede destacar que entre el 1994 y 2005, la presión sobre el recurso estuvo por debajo del 0.5, valor que indica que las pesquerías afectaron el reclutamiento, comportamiento que se ve claramente reflejado en la tasa de presión de explotación F/Fmsy cuyo dibujo mostró el mismo desarrollo que las capturas (Figura 5-17).

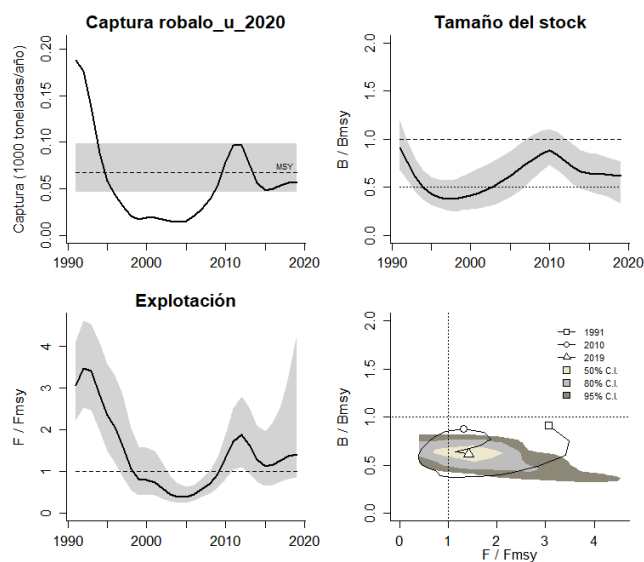


Figura 5-17. Análisis de las pesquerías del róbalo *Centropomus undecimalis* en el Caribe colombiano. El panel superior izquierdo muestra el comportamiento de las capturas [curva negra] y la zona gris muestra el nivel de seguridad al 95%. El panel superior derecho muestra la tasa de aprovechamiento de la biomasa frente al RMS. El panel inferior izquierdo muestra la tasa de aprovechamiento frente al estándar donde F=Fmsy [línea punteada] y el

observado [curva negra] la zona gris es el nivel de seguridad al 95%, el panel inferior derecho muestra el resumen de las tasas relativas de biomasa y las tasas relativas de esfuerzo.

Como punto final y determinante se presentó el gráfico de fase de Kobe para estudiar el impacto que han tenido de las pesquerías en el desarrollo de esta actividad; los resultados mostraron que las pesquerías empezaron en la fase de sobre aprovechamiento, aunque, pero a partir de 2007 las pesquerías se encuentra en la Fase de recuperación [zona amarilla de Gráfica 6 18], pero este sistema solamente se mantuvo hasta 2010 cuando se ingresa de nuevo a este sistema. Sin embargo, se puede percibir que en el último año [2019] se muestra recuperación hacia la zona verde, que es la de aprovechamiento sostenido. Asimismo, cabe resaltar que solamente entre los años 1993 y 2009, las pesquerías estuvieron por debajo de nivel de referencia de 0.5 B ya que cuando se sobrepesca el mismo el recurso se ve afectado en su reclutamiento. (Froese T. , Demirel, Coro, Kleisner, & Winker, 2017). (Figura 5-18, Tabla 5-15).

5.1.2.6 Conclusiones de las pesquerías de *centropomus undecimalis*

A partir de las estimaciones realizadas de la tasa de explotación de 1.42, y un porcentaje de madurez sexual de 3%, longitud óptima L_{op} la biomasa relativa de 93 cm de Lt., la mortalidad por pesca actual de 0.123 año⁻¹, y la mortalidad por pesca en rendimiento máximo sostenible 0.0888 año⁻¹, se propone que el rendimiento máximo sostenible (MSY) para la especie sea un valor de $67.5 \pm (46.5 - 98)$.

Como la biomasa relativa estimada por *CMSY* y por *BMS* nos permite catalogar el sistema poblacional como un agotamiento medio de acuerdo con los establecido en las recomendaciones teóricas (Tabla 5-13, Tabla 5-14). (Froese R. , Demirel, Coro, & Winkler, 2019).

De la misma manera la tasa intrínseca de crecimiento r estimada por *CMSY* y *BMS* catalogan a la especie como una resiliencia de tipo baja, de acuerdo con los estándares teóricos (Tabla 5-13, Tabla 5-14) (Froese R. , Demirel, Coro, & Winkler, 2019).

A pesar de que la tasa de aprovechamiento es un valor por encima de 1 [$F/F[r/2]$], los valores estimados por *CMSY* y *BMS* está por encima, se puede colegir que el recurso puede ser fácilmente recuperado si se aumentan ligeramente las reglas de aprovechamiento del recurso. Es un recurso ligeramente sobreexplotado.

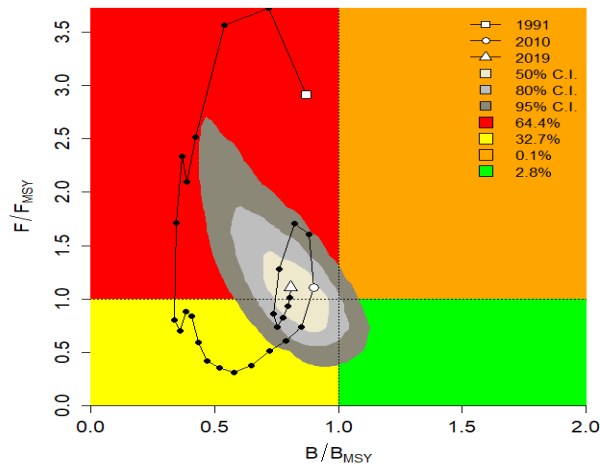


Figura 5-18. Análisis de las pesquerías del róbalo *Centropomus undecimalis* en el Mar Caribe colombiano, utilizando el gráfico de fases de Kobe.

Tabla 5-15. Estimación de los puntos de referencia para la toma de decisiones en el manejo de róbalo *Centropomus undecimalis* en el Caribe colombiano.

Parámetros	valor	95 % CI		Decisión
F _{msy}	0.0888	0.0548	0.144	(si $B > 1/2 B_{msy}$ cuando $F_{msy} = 0.5r$)
F _{msy}	0.0888	0.0548	0.144	(r y F _{msy} se reducen linealmente si $B < 1/2 B_{msy}$)
MSY	67.5	46.5	98.1	
B _{msy}	761	517	1120	
		2.5th perc.	97.5th perc.	
Biomasa en el último año	467	256	582	
B/B _{msy} en el último año	0.614	0.337	0.764	
Mortalidad por pesca en el último año	0.123	0.0989	0.224	
Explotación F/F _{msy}	1.42	0.857	4.29	

5.1.3 Pesquerías de la sierra [*Scomberomorus cavalla*, Cubier, 1829]



Foto: J. Soward © (STRI)

Nombre en inglés: King mackerel

5.1.3.1 Antecedentes del recurso sierra

La sierra forma parte de la cotidianidad de casi todos los colombianos, es un recurso altamente apetecido tanto en la costa como en el interior del país. Se captura en aguas marinas, especialmente asociado con arrecifes coralinos, pero en esencia es pelágico distribuyéndose desde el Atlántico oeste hasta Brasil; así como en como el este del Atlántico central. Tiene un rango de distribución de profundidad desde los 5 a los 140 m, se reporta una talla de madurez sexual a los 63.3bcm de Lt., con una longitud máxima de captura reportada en 184 cm de Lt. (Fishbase, 2020).

En 2009 se estudió la edad y crecimiento de las especies utilizando estructuras duras como los otolitos y se logró estimar parámetros de crecimiento divididos en machos $L_{\infty} = 116.8$ cm de Lh., con una tasa metabólica de crecimiento de $K = 0.19$ y un $t_0 = 0.377$ y para las hembras de $L_{\infty} = 132.7$ cm de Lh., con un $K = 0.159$ y un $t_0 = 0.387$. (Nobrega & Lessa, 2009).

Debido a la amplia distribución se establecen varios grupos o stocks pesqueros, es así como por lo menos se han detectados dos stocks diferentes uno del Golfo de México y otro del Atlántico oriental. (Gold, Pak, & DeVries, 2002).

Barreto y Borda (2008) y Escobar et al (2014) establecieron parámetros de la biología pesquera para la especie en el Caribe colombiano. Entre ellos TMC de 47.5 y 46.6 cm LT, respectivamente; TMM de 53.2 y 49.6, respectivamente, entre otros.

5.1.3.2 Análisis de los datos biológicos de las pesquerías de la sierra

Los estudios más recientes sobre la dinámica poblacional de esta especie están relacionados con la estimación de los parámetros, en especial los relacionados con las frecuencias de tallas que fueron la base estructura de estos resultados. (Barreto & Borda, 2008) (Gutierrez Bonilla & Barreto, 2019). (Tabla 5-16)

Tabla 5-16. Relación de los parámetros estimados para la sierra *Scomberomorus cavalla* en el Caribe colombiano.

<i>a</i>	<i>b</i>	r^2	T.M. [cm]	T.M.C. [cm]	L_{∞} [cm]	<i>k</i>	<i>Z</i>	<i>M</i>	<i>F</i>	<i>E</i>
0.0088	2.8771	0.8765	48.9	55.2	115.9	0.32	1.85	0.48	1.37	0.740541

La evaluación permitió determinar que el tipo de crecimiento de las especies es alométrico negativo [$b \neq 3$, $P > 0.05$]. Otros estudios relacionan este índice desde 2.7 hasta 3.2, en este rango está incluido en valor mencionado. De otra parte, la longitud asintótica [L_{∞}] y la tasa metabólica de crecimiento [k] obtenida [Tabla 5-16] está dentro de los valores estimados en otros estudios que van, para L_{∞} desde 90.3 hasta 160 de Lh., y los valores de k desde 0.087 hasta 0.35. (Fishbase, 2020).

De otra parte, de manera preliminar la tasa de aprovechamiento es elevada por lo que se puede colegir que el recurso está sometido a presión de pesca, igualmente los resultados tanto de la tasa de mortalidad instantánea [Z] como de la mortalidad por pesca [F] son igualmente altos; estos hechos se ven ratificados cuando se analicen los resultados de los modelos desarrollados más adelante (Tabla 5-16).

5.1.3.3 Análisis de los datos de dinámica de poblaciones de la sierra

Aunque los estudios realizados sobre la dinámica no advierten sobre una sobredimensión de las pesquerías ya que la relación con la biomasa B/K no muestra niveles preocupantes, la tasa de talas medias de captura frente a la talla de madurez si es una primera advertencia del problema que esto puede ocasionar. (Tabla 5-17)

Tabla 5-17. Estimación de los principales parámetros poblacionales de *Sierra Scomberomorus cavalla* en el Caribe colombiano.

RMS [ton.]	PRO [\$]	B/K	Q	TM/TMC	Fuente	Modelo usado	Observación
128	1.104.000	0.99	0.00017	0.88586957	Gutiérrez & Barreto 2019; Barreto et al cuotas 2019.	Bayesiano, producción excedente por remuestreo.	Está sobre el nivel de máximo aprovechamiento, aunque las biomásas están en buen nivel.

5.1.3.4 Evaluación del estado de salud del stock con la modelación LBB para la sierra

Revisado el comportamiento de los datos de frecuencias de tallas desde 2006 hasta el 2019, se encontró que todos cumplen con el supuesto esperado de selectividad de acuerdo con lo propuesto teóricamente. (Frose R. , Demirel, Coro, & Winkler, 2019).

El resultado de los análisis planteados mostró que esencialmente la pesca no ha tenido una gran variación entre el primero y el último años, pues las diferencias en las estimaciones Z/K están por el orden del 1.77, aunque desfavorable para el último año; sin embargo, hay algo muy positivo y, es que la talla media de madurez es un factor favorable ya que se estima que está por debajo del 50% de aprovechamiento (Figura 5-19, Tabla 5-18, Tabla 5-19, Tabla 5-20). Lo destacable es que durante los años muestreados se tuvieron valores de presión de pesca muy altos como en el 2010 y 2018; mientras que 2010, 2014 y 2019, muestran los años más favorables (Figura 5-19), que no muestran una relación con los fenómenos ambientales notables como «El Niño».

Tabla 5-18. Resultados de las estimaciones paramétrica de las diferentes tasas de aprovechamiento de la sierra *Scomberomorus cavalla*. se muestra el visón prior de estos cálculos.

Linf prior	176	SD	1.76	cm			
Z/K prior	8.31	SD	5.33	M/K prior =	1.5	SD	0.15
F/K prior	6.81	(con un rango amplio t = 4 en una distribución log-normal)					

Lc prior	39.8	SD	3.98	alfa prior =	22.7	SD	2.27
----------	------	----	------	--------------	------	----	------

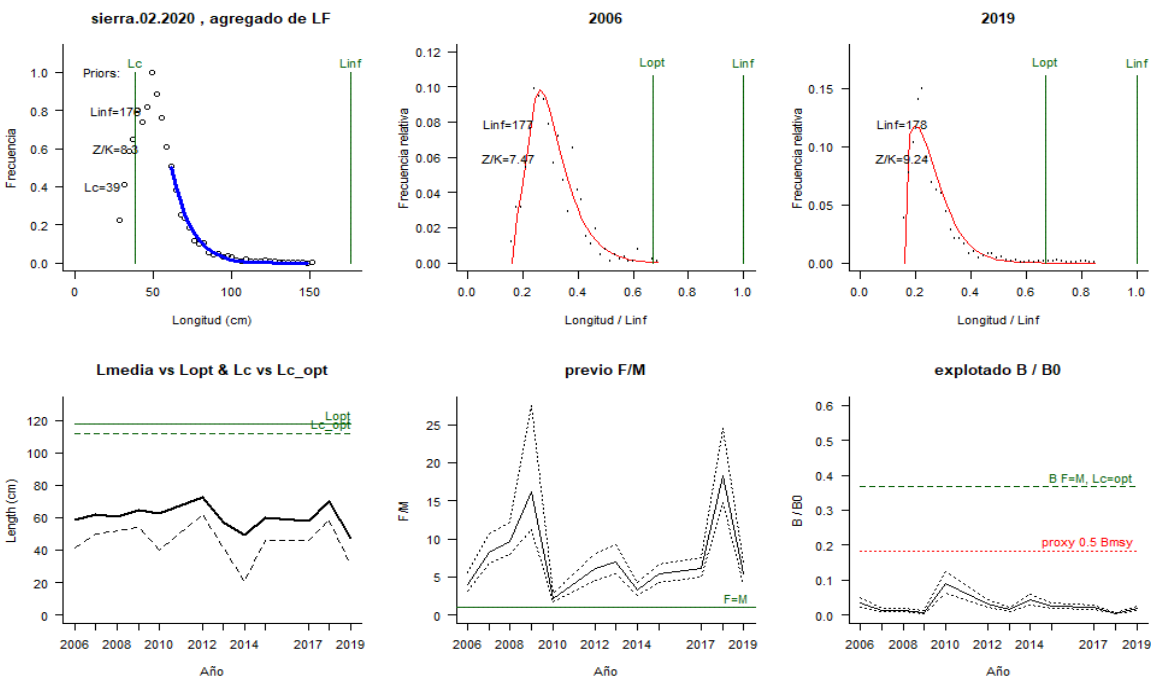


Figura 5-19. Comportamiento de las pesquerías de la sierra *Scomberomorus cavalla* en el Caribe colombiano. El panel superior izquierdo muestra los datos frecuencias de longitudes utilizadas para estimar el pre de Lc., Loo y Z/K. Los paneles medio y derechos superiores muestran los datos de longitudes de frecuencias del primero y último año de la serie de tiempo estudiada. La curva roja muestra el ajuste de la ecuación que provee estimaciones de Z/K, M/K, F/K Lc. Loo, los cuales se calculan y se muestran como referencia. El panel inferior izquierdo muestra L media [curva en negrita] en relación con L opt. y Lc., [curva negra discontinua] con relación a la Lc opt. el panel medio inferior muestra la presión de pesca relativo F/M [curva negra] con límites de confianza aproximados del 95% [curva punteada], con relación al nivel de referencia donde F=M [línea horizontal verde]. El panel inferior derecho muestra la biomasa relativa B/Bo [curva negra] con límites de confianza aproximado del 95% [curva negra punteada] con indicación de un proxi para Bmsy [línea discontinua verde] y un proxi para Bpa o 0.5 de Bmsy [línea de puntos roja].

Tabla 5-19. Estimación general de parámetros y tasas de aprovechamiento de *Scomberomorus cavalla* obtenidos de las pesquerías del Caribe colombiano.

L inf =	175	rango	172	178
Lop =	118	Lopt/Linf =	0.67	
Lc_opt =	112	Lc_opt/Linf	0.64	
M/K	1.47	rango	1.17	1.74
F/K	8.53	rango	7.76	9.34
Z/K =	9.93	rango	9.29	10.7
F/M =	6.11	rango	4.79	7.83
B/Bo F=M Lc	0.367			
B/Bo	0.0199	rango	0.0143	0.0266
Y/R´ F=M Lc =				
Lc_opt =		0.0466		

Y/R´ =	0.00144	rango	0.00105	0.002
--------	---------	-------	---------	-------

Tabla 5-20. Estimación, para el último año, de los de parámetros y tasas de aprovechamiento de la sierra *Scomberomorus cavalla* obtenidos de las pesquerías del Caribe colombiano.

		rango	
Lc =	31.1	30	31.8
Alfa	25	24.1	26.1
Lpromedio/Lopt		0.4	
Lc/Lcopt	0.28		
L95th	152	L95th/Loo	0.85
F/K	7.8	7.2	8.27
F/M	5.3	3.97	6.86
Z/K	9.22	8.79	9.66
Y/R´	0.0011	0.000724	0.00149
B/Bo	0.018	0.0122	0.251
B/BMSY	0.049	0.0332	0.0684
Lm50	53.2	Madurez	21%

Finalmente, y en este punto del desarrollo del modelo, lo más significativo es la relación entre las tasas de abundancia en biomásas B/BO a través del tiempo. La conclusión salta a la vista, el recurso está totalmente sobreexplotado y requiere de medidas más extremas de administración ambiental y pesquero. Aunque hacia el 2019 se nota una ligera mejoría, pero estos cambios pudieron deberse a las normales oscilaciones que este recurso mostró durante el periodo de muestreo. Entre otras razones porque es un recurso que comparado con otros de varios países, como Venezuela y Brasil, sus stocks también sufren los cambios de reclutamiento y esfuerzo, siendo el resultado de compartir estos grupos poblacionales entre diferentes países, por lo que las marcas dejadas por las tasas de abundancia de biomásas, están afectado su reclutamiento (Sparre & Vennema, 1997). (Tabla 5-19, Tabla 5-20).

5.1.3.5 Modelos CMSY y BSM para el análisis de las pesquerías para la sierra

Mostar los resultados de los ajustes de los datos, se considera importante, pues dan una mejor idea de la certeza que se tiene sobre la efectividad de los análisis. En primer lugar, los datos de captura observados se ajustaron al modelo de predicción, mientras que los datos de CPUE no se ajustaron en el 30%. Sin embargo, la evaluación de los residuos fue positiva [cuadro verde en la Figura 5-20].

La relación entre las densidades prior y posterior en cuanto a los modelos CMSY y BSM, arroja para el primero ajuste muy parejo. Los valores de PPVR fueron casi iguales, aunque el mejor ajuste, y menor valor del fue para la tasa intrínseca de crecimiento (Figura 5-21).

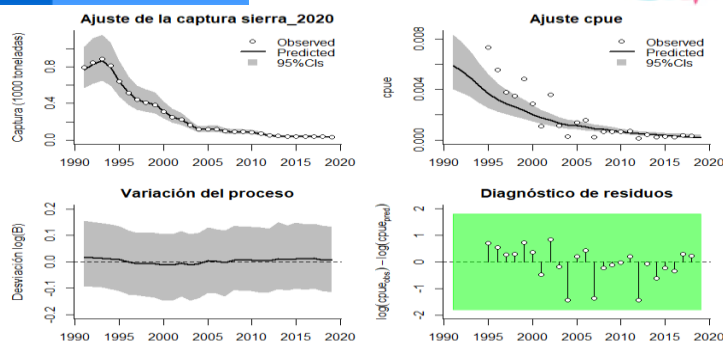


Figura 5-20. Modelación de las pesquerías de la sierra *Scomberomorus cavalla*. En el panel superior izquierdo muestra el comportamiento de las pesquerías con límites de confianza aproximado al 95 %. En el superior derecho, el ajuste de los datos de CPUE predichos y observados con una aproximación al 95 % de seguridad [zona gris]. En el panel inferior izquierdo, el comportamiento del modelo estimado con una visión del logaritmo de la biomasa, la zona gris es el nivel de seguridad al 95%. El panel inferior izquierdo es en análisis de los residuos de la evaluación del CPUE, la zona en rojo muestra que hay algunas diferencias de estos residuos frente al comportamiento normal de los mismos.

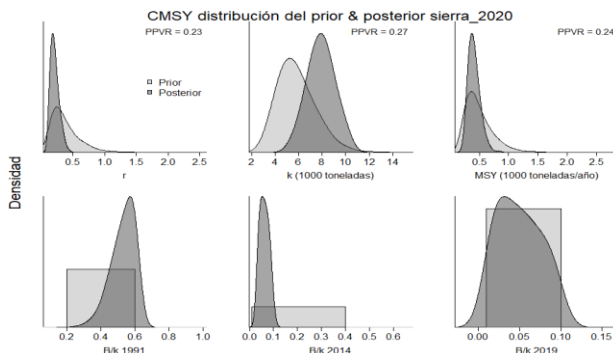


Figura 5-21. Determinación de las zonas de densidad probabilística de los análisis realizados para la sierra *Scomberomorus cavalla*, aplicando el modelo CMSY, pre y post de la aplicación de la teoría bayesiana. El panel superior se refiere a los ajustes en cuanto a la tasa intrínseca de crecimiento [r], la capacidad de carga del ecosistema [K], y del rendimiento máximo sostenible [MSY]. En el inferior se muestran los mismos análisis probabilísticos para los años iniciales el medio más bajo y el final.

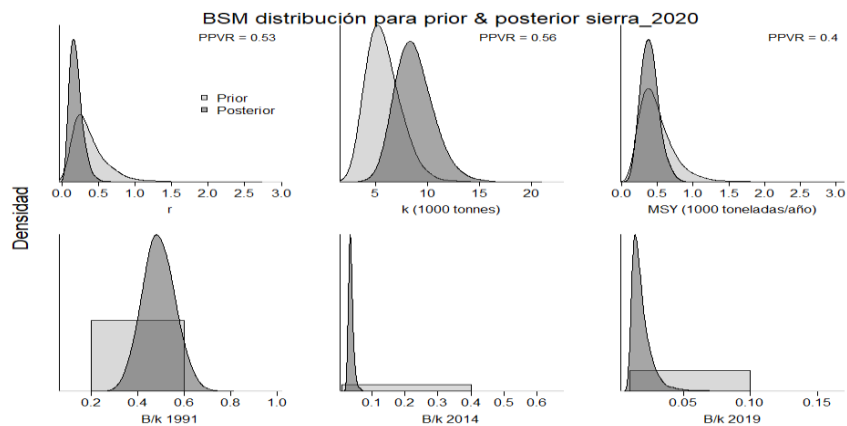


Figura 5-22. Determinación de las zonas de densidad probabilística de los análisis realizados para la sierra *Scomberomorus cavalla*, aplicando el modelo BSMY, pre y post de la aplicación de la teoría bayesiana. El panel superior se refiere a los ajustes de la tasa intrínseca de crecimiento [r], la capacidad de carga del ecosistema [K], y

del rendimiento máximo sostenible [MSY]. En el panel inferior está el estudio muestra los mismos análisis probabilísticos para los años iniciales el medio más bajo y el final.

Estos mismos lineamientos, aplicados para el BMS ya muestra diferencias significativas respecto al anterior ya que aquí los alores de PPVR si fueron diferenciales y mostraron que el mejor ajuste es el de MSY (Figura 5-22).

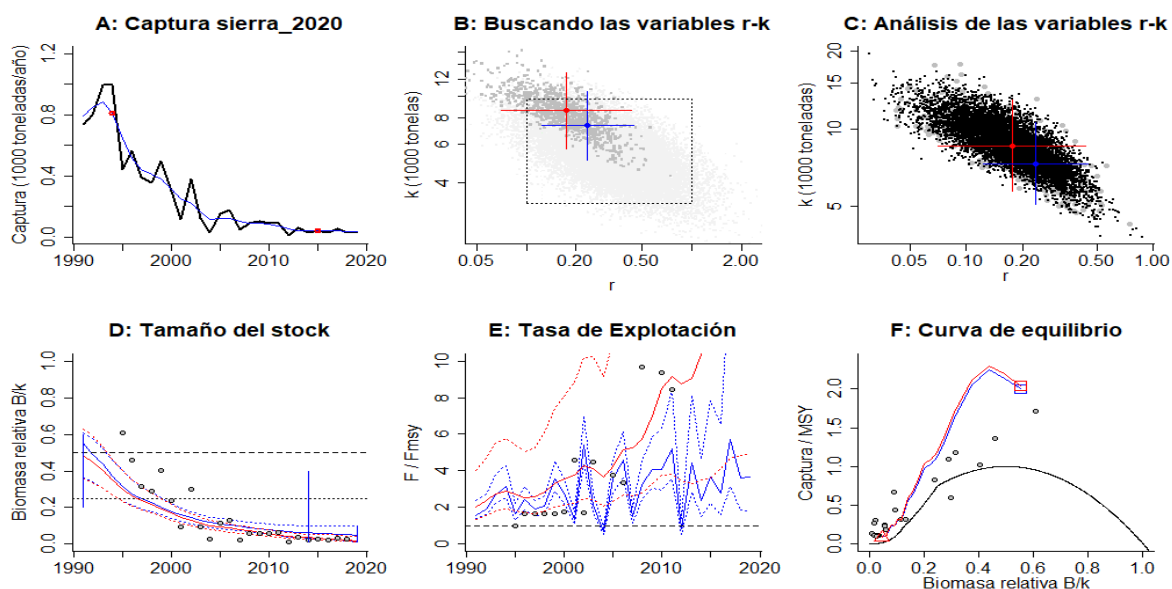


Figura 5-23. Resultados del Análisis de las pesquerías de la sierra *Scomberomorus cavalla* para el Caribe Colombiano utilizando los modelos CMSY y CSB. El panel superior izquierdo muestra en negro las series temporales de capturas y en azul el promedio móvil de tres años con indicación de la captura más alta y baja, como se usa en la estimación de la biomasa previa por las reglas predeterminadas. El panel B muestra el espacio de registro de r-k explorado y en gris oscuro los pares de r-k que el modelo CMSY encontró compatibles con las capturas y la información previa. El panel C muestra el par r-k más probable y sus límites de confianza aproximados del 95% en azul. Los puntos negros son posibles pares r-k encontrados por el modelo BMS, con una cruz roja que indica el par r-k más probable y sus límites de confianza del 95%. El panel D muestra los datos de abundancia disponibles en rojo, escalados a la estimación BSM de $B_{msy} = 0.5k$, y en azul la trayectoria de biomasa estimada por CMSY. Las líneas punteadas indican los percentiles 2.5 y 97.5. Las líneas azules verticales indican los rangos de biomasa anteriores. El panel E muestra en rojo la tasa de cosecha [captura / abundancia] escalada a la estimación r 2 de BSM, y en azul la tasa de cosecha correspondiente de CMSY. El panel F muestra la curva de equilibrio de Schaefer de captura/RMS en relación con B/k, con sangría en $B/k < 0.25$ para explicar el reclutamiento reducido en tamaños de stock bajos. Los puntos rojos se escalan por estimaciones de BSM y los puntos azules se escalan por estimaciones de CMSY.

Es importante comentar que las evaluaciones realizadas sobre el impacto de las tasa relativas de biomasa son mucho más críticas para los años de referencia de estudio priori, estos es que tanto para el 2014 como el 2019 éstos mostraron claramente que los niveles de aprovechamiento pueden llevar a colapsar las pesquerías (Figura 5-21, Figura 5-22, Tabla 5-21Tabla 5-22).

Cuando comparamos lo que pasó con las capturas frente al rendimiento máximo sostenible [MSY] encontramos que los niveles de redimieron han caído está en un 96 % que es de por si una situación verdaderamente alarmante, se puede decir que las biomasa están severamente colapsadas (Figura 5-24).

De acuerdo con la revisión histórica de la producción las pesquerías de este recurso siempre han ido en decaimiento, pero a partir de 2010 las pesquerías se han estabilizado hasta 2019 [panel A de Figura 5-23].

Tabla 5-21. Resultados del CMSY para las pesquerías de la sierra *Scomberomorus cavalla* para el Mar Caribe colombiano.

Parámetros estimados	Valor	C.I. al 95%	
R	0.234	0.123	0.444
MSY	395	268	638
K	7330	5110	10500
		2.2 th perc.	97.5th perc.
Biomasa relativa en el último año	0.0471k	0.0123	0.0965
Explotación $F/(r/2)$ en el último año	3.64	1.78	13.9

En el desarrollo de los cálculos se observa que el tamaño del stock ha disminuido de forma sustancial el análisis prior de las tasas relativas de las biomazas mostraron un valor de 0.2 a 0.6 para el primer punto de referencia [año 1991], luego este rango bajo a 0.0 - 0.4 para el siguiente año de referencia [2014]. Posteriormente se obtuvo un valor entre 0.01 y 0.1, siendo éste el más bajo de todos los resultados [Panel D en la Figura 5-23].

Pero lo más preocupante que encontramos fue los valores de la tasa de explotación o aprovechamiento, en todos los años este índice muestra niveles muy altos, inclusive la corrección efectuada utilizando los datos de CPUE fue realmente enormes. Un cambio de la tasa F/F_{msy} de 3.64 con datos capturas de 39.5 con datos de CPUE [Panel E en la Gráfica 6 23]. Pero el dibujo más contundente de este ejercicio se puede ver en la curva de equilibrio ya que la mayoría de los puntos se encuentran por debajo del equilibrio [Panel F en la Figura 5-23].

La evaluación de las tasas relativas de biomasa, no son alentadoras han llegado a ser menos representativas de 20% de la estimada para el rendimiento máximo sostenible, esto se refuerza con los resultados obtenidos para la tasas de presión de pesca o aprovechamiento [F/F_{msy}] que creció más de tres veces los efectivamente accionado antes del inicio del siglo 21, y que se ha disparado vertiginosamente en los último cinco años los que puede estar expresado porque el esfuerzo de pesca es el mismo es el mismo o ligeramente superior mientras que la biomasa disponible disminuye secuencialmente (Figura 5-24).

De acuerdo con el las recomendaciones de la mortalidad por pesca la mortalidad por pesca en el rendimiento máximo sostenible es de 0.00574 lo que implica que comparada con la tasa de aprovechamiento para el último [F/F_{msy}] años es de 39.5 que implica una valor de mortalidad por pesca de $F= 0.2226$ debe cambiar a 0.01 para que la tasa llegue a 1.74, y se pueda administrar las pesquería con un valor del rendimiento máximo sostenible de 376 toneladas (Tabla 5-23).

Pero la visión más precisa que se puede dar en el presente análisis es cuando se utilizó el gráfico de fases de Kobe, allí se observa que las pesquerías en los años de evaluación no han dejado la zona de sobre aprovechamiento y prácticamente de acuerdo con las tablas teóricas sobre la biomasa relativa el recurso se encuentra en el nivel de agotamiento muy fuerte, inclusive se nota que ya se está afectado el reclutamiento (Tabla 5-21).

Tabla 5-22. Resultados de modelo Schaefer de tipo bayesiano [BMS] usando capturas y CPUE para las pesquerías de la sierra *Scomberomorus cavalla* en el Mar Caribe colombiano.

Parámetros estimados		Límite inferior	Límite superior
q	0.0014	0.000955	0.00206
		95 % CI	
r	0.175	0.0706	0.433
k	8590	5740	12900
MSY	376	198	713
		2.5th perc.	97.5th perc.
Biomasa relativa para el último año	0.0164k	0.011	0.0417
Explotación F/(r/2) en el último año	39.5	4.93	121
r -k log correlación =		-0.785	

Tabla 5-23. Estimación de los puntos de referencia para la toma de decisiones en el manejo de la sierra *Scomberomorus cavalla* en el Caribe colombiano.

Parámetros	valor	95 % CI		Decisión
Fmsy	0.0875	0.0353	0.217	(si $B > 1/2 Bmsy$ cuando $Fmsy = 0.5r$) 0.00574
Fmsy	0.00574	0.00232	0.0142	(r y Fmsy se reducen linealmente si $B < 1/2 Bmsy$)
MSY	376	198	713	
Bmsy	4300	2870	6430	
		2.5th perc.	97.5th perc.	
Biomasa en el último año	141	94.7	358	
B/Bmsy en el último año	0.0328	0.022	0.0833	
Mortalidad por pesca en el último año	0.225	0.0887	0.336	
Explotación F/Fmsy	39.5	4.93	121	

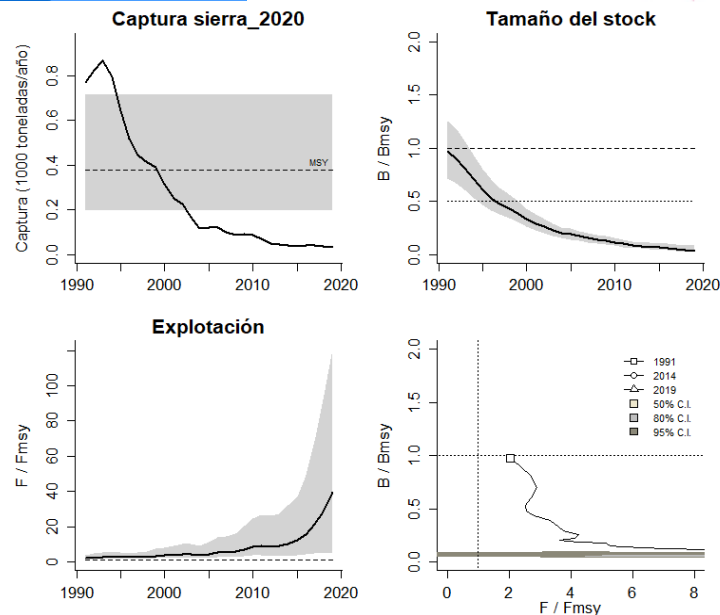


Figura 5-24. Análisis de las pesquerías de la sierra *Scomberomorus cavalla* en el Caribe colombiano. El panel superior izquierdo muestra el comportamiento de las capturas [curva negra] y la zona gris muestra el nivel de seguridad al 95%. El panel superior derecho muestra la tasa de aprovechamiento de la biomasa frente al RMS. El panel inferior izquierdo muestra la tasa de aprovechamiento frente a al estándar donde $F = F_{msy}$ [línea punteada] y el observado [curva negra] la zona gris es el nivel de seguridad al 95%, el panel inferior derecho muestra el resumen de las tasas relativas de biomasa y las tasas relativas de esfuerzo.

5.1.3.6 Conclusiones de la pesquería de la sierra

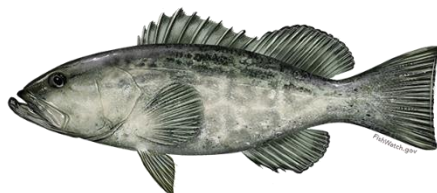
Hasta el presente y con los modelos utilizados la situación de recurso está a punto de colapsar, ya que tanto los modelos de tallas como el modelo de producción, coinciden en establecer parámetros muy graves, es por ello, por lo que, si se quiere que se muestren algunos signos de recuperación.

De los modelos empelados antes de este estudio mostraron un recurso en condiciones aceptables con una tasa de explotación, aunque alta, pero con posibilidades de recuperación; sin embargo, con estos nuevos modelos, la situación es crítica con un alto contenido de afectación al equilibrio ecológico, comparando los modelos de capturabilidad de las artes de pesca evaluados con anterioridad [0.0005276] frente a los calculados ahora [0.0014], se nota que la las artes de pesca están aumentado su eficiencia con efectos directos en la estabilidad del recurso.

Lo anterior se ve corroborando con las estimaciones de las tasas relativas de biomasa estimadas tanto por LBB como por CMSY ambas tuvieron niveles inferiores a un decimal que indica que existe menos de 1% de renovación de las biomasa de los grupos poblacionales. Pero es indudable que estos aspectos deben ser equilibrados con las pesquerías, que se ejercen en los países vecinos ya que existe cierta certeza de que no estamos trabajando con el stock entero, lo que hace pensar que los resultados aun no disponen de una certeza absoluta.

A partir de las estimaciones realizadas de la tasa de explotación de 39.5, biomasa relativa de 0.0328, la mortalidad por pesca actual de 0.225 año⁻¹, y la mortalidad por pesca en rendimiento máximo sostenible 0.00574 año⁻¹, se propone que el rendimiento máximo sostenible (MSY) para la especie sea un valor de 376 ± (198 – 713) toneladas.

5.1.4 Pesquerías de la cherna (*Mycteroperca bonaci* (Poey, 1860))



Dibujo: Fishwatch - NOAA (<https://www.fishwatch.gov/profiles/black-grouper>)

Nombre en inglés: Black grouper

5.1.4.1 Antecedentes del recurso cherna del Caribe

Recurso demersal marino asociado a sistemas arrecifales, se encuentra hasta los 200 m de profundidad, se distribuye desde Bermudas y Massachusetts, USA hasta el sur de Brasil, incluido el sureste del Golfo en México, y el Caribe, se reporta una longitud máxima de 150 cm de Lt., con una longitud asintótica de 131 cm de Lt., con una tasa metabólica de crecimiento de 0.17 cm/año, una mortalidad natural de 0.29 año⁻¹, con una talla de madurez de 66.6 cm de Lt., una tasa instantánea de mortalidad total de 0.59 año⁻¹, mortalidad por pesca de 0.3 año⁻¹, y una tasa de aprovechamiento de 0.51 que es el límite de nivel máximo.

La cherna es capturado por los pescadores artesanales con líneas de anzuelo o con compresores de buceo, los estudios de madurez sexual indican que la especie es protoginia hermafrodita por lo que el paso de hembra a macho ocurre por continuas absorciones del tejido ovárico y la proliferación de tejido testicular en los ovarios, la cherna es un desovador múltiple desovando ente abril a septiembre (Ferreira, Padovani, & Pereira, 2004).

5.1.4.2 Análisis de los datos de dinámica de poblaciones

En la primera fase de análisis sobre el comportamiento de las pesquerías y contando con la información que se pudo recopilar de CPUE, se diagnosticó la situación del recurso que dio como resultado que las biomاسas relativas estaba en un nivel óptimo de aprovechamiento que permitió realizar una estimación de rendimientos máximos sostenible.

Tabla 5-24. Estimación de los principales parámetros poblacionales de *Mycteroperca bonaci* en el Caribe colombiano.

RMS (t.)	PRO (\$)	B/K	q	TM/TMC	Fuente	Modelo usado	Observaciones
48	D.N.D.	0.960	0.00009	D.N.D.	documento de cuotas 2019	Bayesiano, producción excedente por remuestreo	Los resultados de los análisis anteriores mostraron un sistema en condiciones óptimas

5.1.4.3 Modelos CMSY y BSM para el análisis de las pesquerías de la cherna

El realizar los análisis de consistencia con los datos de las series de tiempo se encontró que los datos de captura se comportaron de acuerdo con el modelo predictivo, pero los correspondientes al CPUE no funcionaron, por lo anterior solamente se utilizaron las respuestas correspondientes al algoritmo CMSY. (Figura 5-25).

La evaluación de las densidades probabilísticas de los puntos referencia fueron evaluados con el índice PPVR y mostro que el mejor ajuste fue para el MSY; de otra parte, los rangos de biomasa relativa con análisis prior fueron para 1991 un rango de 0.4 a 0.8, para el año de quiebre de 2010 este estuvo en 0.0 a 0.4, finalmente para el 2019 fue de 0.01 a 0.2. (Figura 5-26)

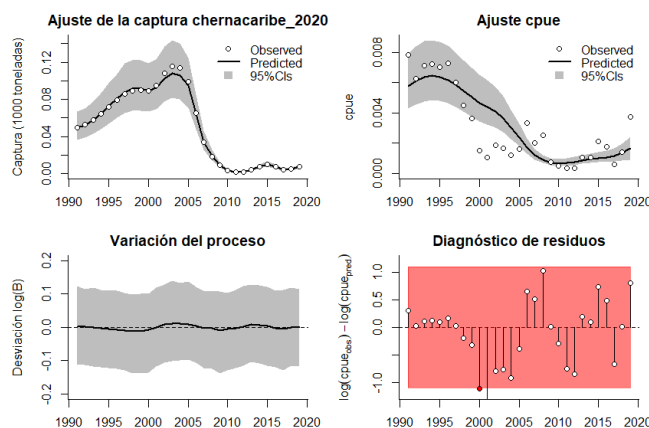


Figura 5-25. Modelación de las pesquerías de *Mycteroperca bonaci*. En el panel superior izquierdo muestra el comportamiento de las pesquerías con límites de confianza aproximad ante del 95 %. En el panel superior derecho se muestra el ajuste de los datos de CPUE estimados y observados con una aproximación al 95 % de seguridad [zona gris]; en el panel inferior izquierdo se muestra el comportamiento del modelo estimado con una visión del logaritmo de la biomasa, la zona gris es el nivel de seguridad al 95%, el panel inferior izquierdo es en análisis de los residuos de la evaluación del CPUE, la zona en rojo muestra que hay algunas diferencias de estos residuos frente al comportamiento normal de los mismos.

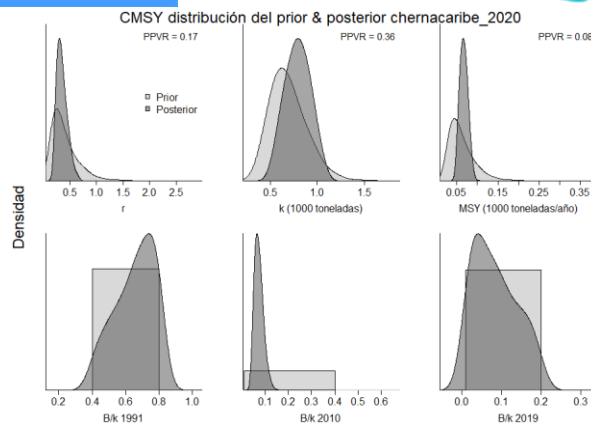


Figura 5-26. Determinación de las zonas de densidad probabilística de los análisis realizados de *Mycteroperca bonaci*, aplicando el modelo CMSY, pre y post de la aplicación de la teoría bayesiana. el panel superior se refiere a los ajustes en cuanto a la tasa intrínseca de crecimiento [r], la capacidad de carga del ecosistema [K], y del rendimiento máximo sostenible [MSY]. En el panel inferior está el estudio muestra los mismos análisis probabilísticos para los años iniciales el medio más bajo y el final.

De manera puntual se analizaron las respuestas de los algoritmos CMSY y BMS, los segundo se revisaron con detenimiento ya que no se pudo realizar un ajuste eficiente del CPUE, por lo tanto, las diferencias entre el coeficiente r y el MSY se pueden atribuir a los desajustes iniciales, igualmente se considera que las diferencias entre las tasa de explotación se puede decir que el efecto más lógico es el señalado como $F/(r/2)$ de 3.47 que es un valor alto. (Tabla 5-25, Tabla 5-26)

Tabla 5-25. Resultados del CMSY para las pesquerías de *Mycteroperca bonaci* para el Mar Caribe colombiano.

Parámetros estimados	Valor	C.I. al 95%	
R	0.381	0.215	0.677
MSY	66.8	50.5	87.1
K	730	1850	3800
		2.2 th perc.	97.5th perc.
Biomasa relativa en el último año	0.0762k	0.0122	0.191
Explotación $F/(r/2)$ en el último año	3.47	1.38	21.6

Tabla 5-26. resultados de modelo Schaefer de tipo bayesiano [BMS] usando capturas y CPUE para las pesquerías de *Mycteroperca bonaci* en el Mar Caribe colombiano.

Parámetros estimados		Límite inferior	Límite superior
q	0.0166	0.0103	0.0266
		95 % CI	
r	0.515	0.293	0.904
k	574	378	871
MSY	73.8	60	90.9
		2.5th perc.	97.5th perc.
Biomasa relativa para el último año	0.0164k	0.0913	0.24
Explotación $F/(r/2)$ en el último año	0.367	0.199	1.49
r -k log correlación =		-0.953	

Como un componente general de los datos analizados se propone, como medida de ordenación estabilizar la tasa de mortalidad por pesca en el MSY hacia el valor de 0.257 año^{-1} , que parece no afectar el reclutamiento que es capaz de sustentar el MSY. puesto que la biomazas relativas (B/Bmsy) catalogan al recurso en un nivel de recuperación (Tabla 5-27)

Tabla 5-27. Estimación de los puntos de referencia para la toma de decisiones en el manejo de *Mycteroperca bonaci* en el Caribe colombiano.

Parámetros	valor	95 % CI			Decisión
Fmsy	0.257	0.147	0.452	(si $B > 1/2 B_{msy}$ cuando $F_{msy} = 0.5r$)	0.187
Fmsy	0.187	0.107	0.328	(r y Fmsy se reducen linealmente si $B < 1/2 B_{msy}$)	
MSY	66.8	50.5	87.1		
Bmsy	287	189	435		
		2.5th perc.	97.5th perc.		
Biomasa en el último año	104	52.4	138		
B/Bmsy en el último año	0.363	0.183	0.48		
Mortalidad por pesca en el último año	0.0681	0.0515	0.136		
Explotación F/Fmsy	0.367	0.199	1.49		

La revisión de las series de tiempo de las capturas de esta especie presentan dos fases claras una se ascenso hasta 2005, y luego un descenso abrupto dejando los niveles de producción bajos, ello se ve dibujado en el estudio del tamaño del stock donde las curvas tanto de capturas como de CPUE muestran igualmente en decaimiento, de la misma manera las evaluaciones de la tasas de explotación muestran un esfuerzo alto especialmente en la franja de 2000 a 2010, pero que se ha ido estabilizando en los últimos años, pero la fotografía más clara del estado de salud del recurso se puede ver en la curva de equilibrio en donde la trayectoria de las tasas comparativas de captura/MSY muestran que se ha pasado por valores críticos, aunque a nivel de punto está en un 30% por encima de los YMS. (Figura 5-27)

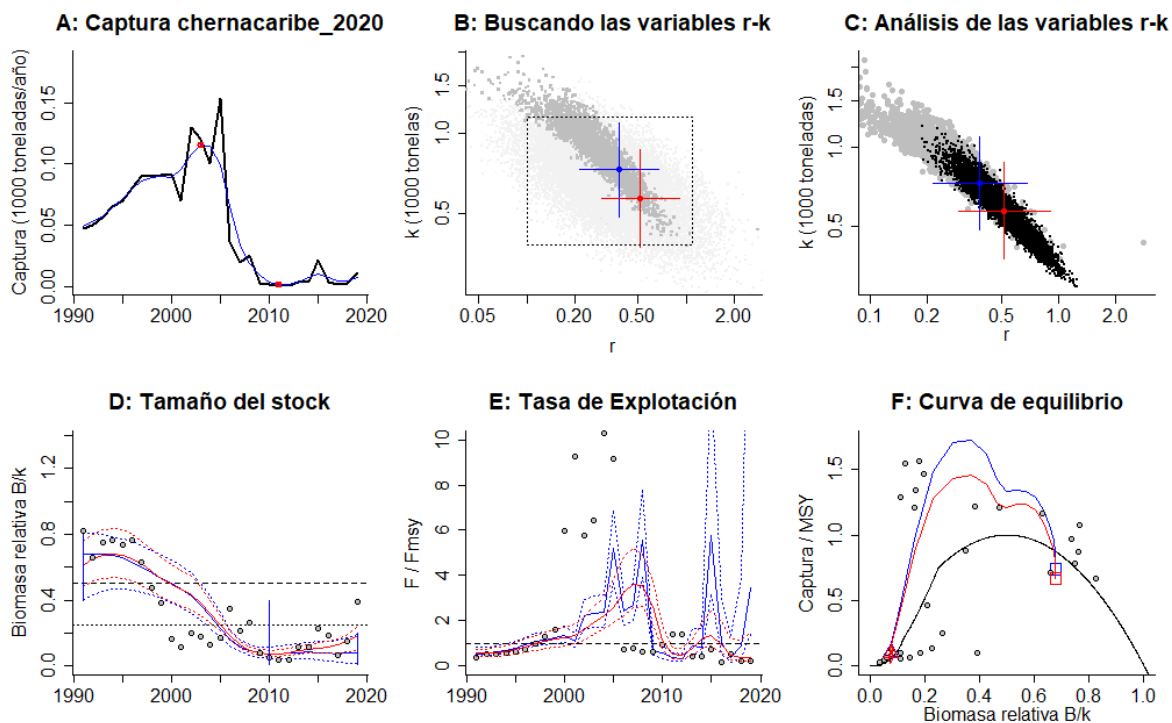


Figura 5-27. Resultados del Análisis de las pesquerías de *Mycteroperca bonaci* para el Caribe Colombiano utilizando los modelos CMSY y CSB. El panel superior izquierdo muestra en negro las series temporales de capturas y en azul el promedio móvil de tres años con indicación de la captura más alta y baja, como se usa en la estimación de la biomasa previa por las reglas predeterminadas. El panel B muestra el espacio de registro de r-k explorado y en gris oscuro los pares de r-k que el modelo CMSY encontró compatibles con las capturas y la información previa. El panel C muestra el par r-k más probable y sus límites de confianza aproximados del 95% en azul. Los puntos negros son posibles pares r-k encontrados por el modelo BMS, con una cruz roja que indica el par r-k más probable y sus límites de confianza del 95%. El panel D muestra los datos de abundancia disponibles en rojo, escalados a la estimación BSM de $B_{msy}=0.5 k$, y en azul la trayectoria de biomasa estimada por CMSY. Las líneas punteadas indican los percentiles 2.5 y 97.5. Las líneas azules verticales indican los rangos de biomasa anteriores. El panel E muestra en rojo la tasa de cosecha [captura / abundancia] escalada a la estimación $r/2$ de BSM, y en azul la tasa de cosecha correspondiente de CMSY. El panel F muestra la curva de equilibrio de Schaefer de captura/RMS en relación con B/k , con sangría en $B/k < 0.25$ para explicar el reclutamiento reducido en tamaños de stock bajos. Los puntos rojos se escalan por estimaciones de BSM y los puntos azules se escalan por estimaciones de CMSY.

Los resultados de estudio, también se evaluaron revisando el comportamiento de las capturas frente a su punto de referencia MSY que mostro un periodo de pesca aceptable pero que después de 2015 el sistema se mantuvo en niveles bajos pero estable. De igual manera, se comparó secuencialmente, la biomasa relativa como medición del tamaño del stock en el cual se tuvieron registros por debajo del límite de referencia de $0.5B$, que muestran una recuperación progresiva desde 2010, la tasa de explotación fue muy intensa que decayó en el 2010 y ha mostrado un nivel aceptable de recuperación. (Figura 5-28)

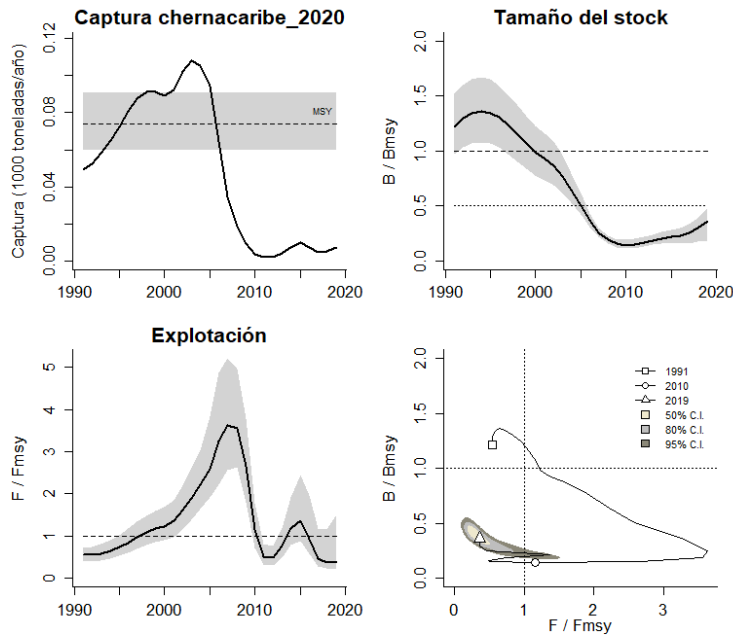


Figura 5-28. Análisis de las pesquerías de *Mycteroperca bonaci* en el Caribe colombiano. El panel superior izquierdo muestra el comportamiento de las capturas [curva negra] y la zona gris muestra el nivel de seguridad al 95%. El panel superior derecho muestra la tasa de aprovechamiento de la biomasa frente al RMS. El panel inferior izquierdo muestra la tasa de aprovechamiento frente a al estándar donde $F = F_{msy}$ [línea punteada] y el observado [curva negra] la zona gris es el nivel de seguridad al 95%, el panel inferior derecho muestra el resumen de las tasas relativas de biomasa y las tasas relativas de esfuerzo.

El diagnóstico final de las pesquerías de la cherna del caribe se presentó con la utilización de la gráfica de fases de Kobe, el cual muestra el recorrido total de la secuencia mostraron años buenos luego un período crítico de captura para finalmente una fase de recuperación que muestra alguna probabilidad de estado crítico del 6.7%, pero que la probabilidad de que efectivamente este en recuperación es del 93.3% que es halagüeño. (Figura 5-29)

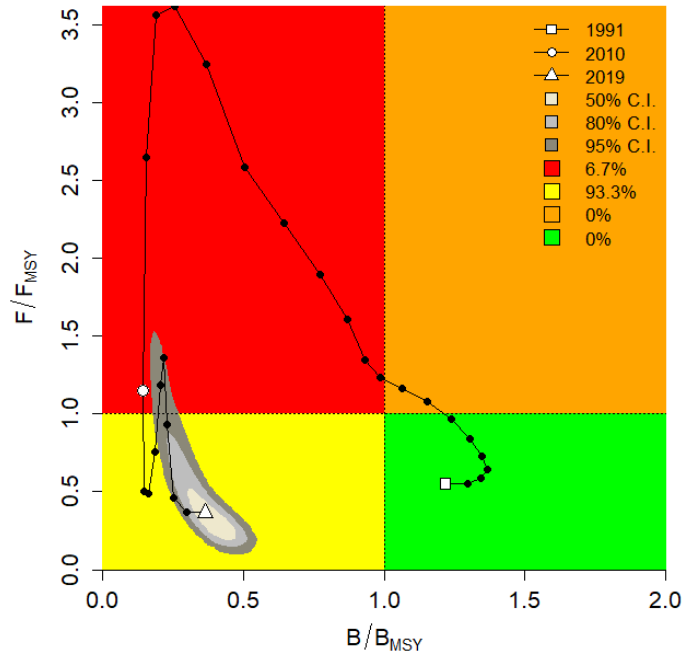


Figura 5-29. Análisis de las pesquerías de *Mycteroperca bonaci* en el Mar Caribe colombiano, utilizando el gráfico de fases de Kobe.

5.1.4.4 Conclusiones de las pesquerías de la cherna del caribe

De acuerdo con los análisis realizados este recurso presenta buenos indicios de recuperación que pueden permitir que se una cuota de pesca cercano de no más de 60 toneladas que es el valor estimado recientemente o continuar con las 48 toneladas estimadas en la primera fase de la modelación de las pesquerías, por ser un serránido vulnerable a diferentes pesquerías por su historia de vida (crecimiento lento, reproducción tardía, entre otras).

A partir de las estimaciones realizadas de la tasa de explotación de 0.367, biomasa relativa de 0.363, la mortalidad por pesca actual de 0.0681 año⁻¹, y la mortalidad por pesca en rendimiento máximo sostenible 0.187 año⁻¹, se propone que el rendimiento máximo sostenible (MSY) para la especie sea un valor de $66.8 \pm (50.5 - 87.1)$ toneladas.

5.1.5 Pesquerías de la corvina (*Cynoscion jamaicensis* (Günther, 1864).



Foto: G. Allen © (STRI)

Nombre en inglés: Whitefin weakfish.

5.1.5.1 Antecedentes del recurso corvina del caribe

Recurso demersal, marino y de aguas salobres, se encuentra entre los 1 a los 70 m de profundidad, se distribuye entre Panamá las Antillas Mayores y Menores hasta Argentina, también reportado en Nicaragua; se reporta una talla máxima de 50 cm de Lt., con una longitud asintótica 39 cm de Lt., una tasa metabólica de crecimiento 0.4 cm/año, mortalidad natural 0.76 año⁻¹, longitud de madurez 22.4 cm de Lt. (Fishbase, 2020).

5.1.5.2 Evaluación del estado de salud del stock con la modelación LBB de la corvina

Dentro de la primera fase de esta evaluación y de acuerdo con información que la autoridad de pesca pudo reunir haciendo énfasis en la consecución de cpue se pudo realizar una análisis sobre el estado de salud de recurso en esa época, los resultados son alarmantes ya que el recurso se encontró con una tasa de biomazas relativas muy bajo. (Tabla 5-28)

Tabla 5-28. Estimación de los principales parámetros poblacionales de la corvina *Cynoscion jamaicensis* en el Caribe colombiano.

RMS (t.)	PRO (\$)	B/K	q	TM/TMC	Fuente	Modelo usado	Observaciones
553	D.N.D.	0.001	0.0065	D.N.D.	documento de cuotas 2019	Bayesiano, producción excedente por remuestreo	Los resultados de los análisis anteriores mostraron un sistema en condiciones críticas

5.1.5.3 Modelos CMSY y BSM para el análisis de las pesquerías de la corvina

La segunda fase sobre el diagnóstico de las pesquería de la corvina consistió en analizar los datos de captura y CPUE frente a los modelos predictivos, las capturas estuvieron cubiertas por el sistema aunque en los análisis de la variación del proceso se presentaron constantes cambios que mostraron una alta fluctuación de las biomazas respecto a su equilibrio; de otra parte los CPUE frente al modelo predictivo y al análisis de los residuos se comportaron de manera significativa, que le dio solidez a los siguientes análisis. (Figura 5-30)

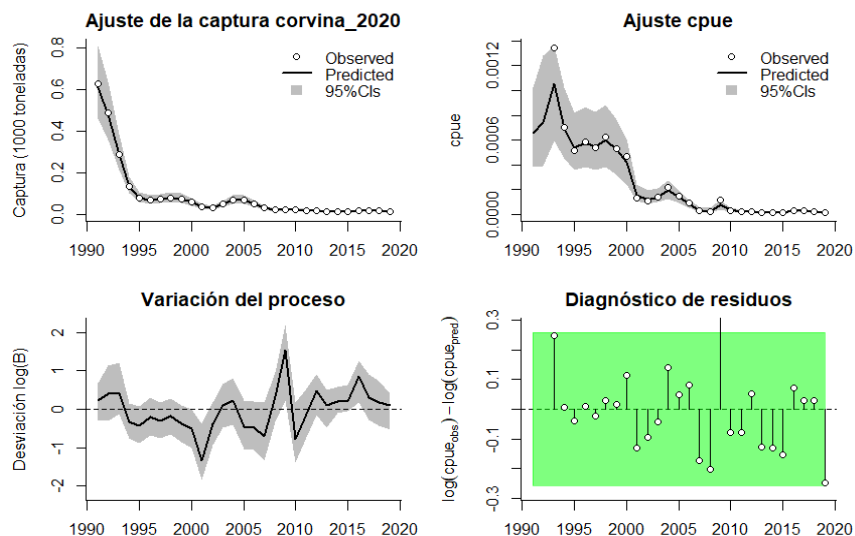


Figura 5-30. Modelación de las pesquerías de la corvina *Cynoscion jamaicensis*. En el panel superior izquierdo muestra el comportamiento de las pesquerías con límites de confianza aproximad ante del 95 %. En el panel superior derecho se muestra el ajuste de los datos de CPUE predichos y observados con una aproximación al 95 % de seguridad [zona gris]; en el panel inferior izquierdo se muestra el comportamiento del modelo estimado con una visión del logaritmo de la biomasa, la zona gris es el nivel de seguridad al 95%, el panel inferior izquierdo es en análisis de los residuos de la evaluación de la CPUE, la zona en verde muestra que hay un nivel de significancia de los residuos de los datos del CPUE.

El siguiente proceso realizado fue el de evaluar las densidades probabilísticas de los puntos de referencia; el desarrollo de los dos algoritmos (CMSY y BSM) presentaron resultados idénticos y mediante el indicativo del PPVR se encontró que el coeficiente r fue el mejor ajustado; los análisis de las biomazas relativas, en el modelamiento prior, mostraron un rango que para el 1991 estuvo entre 0.2 a 0.6, luego en el año de quiebre 2013 presentaron un rango entre 0.0 a 0.4, y en el 2019 el mismo se relacionó con un rango de 0.01 a 0.1, así mismo las distribuciones prior fueron mucho más amplias mediante el CMSY que con el BSM que fueron estrechas. (Figura 5-31, Figura 5-32)

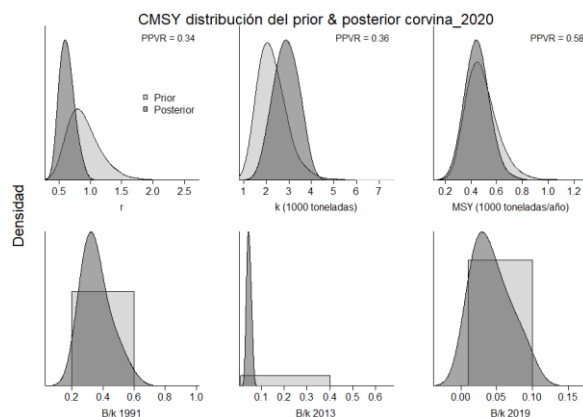


Figura 5-31. Determinación de las zonas de densidad probabilística de los análisis realizados de la corvina *Cynoscion jamaicensis*, aplicando el modelo CMSY, pre y post de la aplicación de la teoría bayesiana. el panel superior se refiere a los ajustes en cuanto a la tasa intrínseca de crecimiento [r], la capacidad de carga del ecosistema [K], y del rendimiento máximo sostenible [MSY]. En el panel inferior está el estudio muestra los mismos análisis probabilísticos para los años iniciales el medio más bajo y el final.

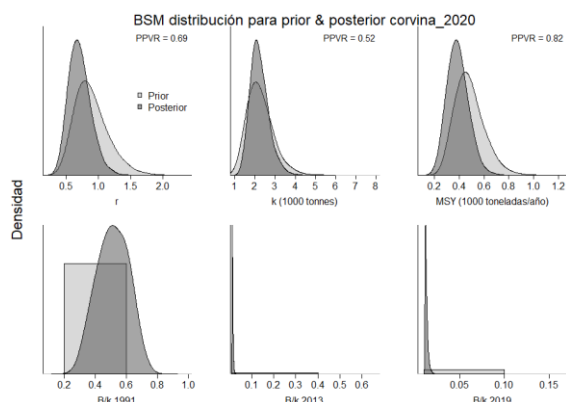


Figura 5-32. Determinación de las zonas de densidad probabilística de los análisis realizados de la corvina *Cynoscion jamaicensis*, aplicando el modelo BSM, pre y post de la aplicación de la teoría bayesiana. el panel superior se refiere a los ajustes en cuanto a la tasa intrínseca de crecimiento [r], la capacidad de carga del ecosistema [K], y del rendimiento máximo sostenible [MSY]. En el panel inferior está el estudio muestra los mismos análisis probabilísticos para los años iniciales el medio más bajo y el final.

Los resultados puntuales y cuantificables se obtuvieron con los algoritmos CMSY y BMS las variaciones entre los resultados del coeficiente r no fueron mayores mientras que en las estimaciones del MSY se cambiaron en un 24% entre ellas, lo que sí es coincidente es la estimación de las biomazas relativas que dan como resultado una recurso altamente capturado, que de acuerdo con las convenios lo sitúan como explotación muy fuerte. (Tabla 5-29, Tabla 5-30)

Tabla 5-29. Resultados del CMSY para las pesquerías de la corvina *Cynoscion jamaicensis* para el Mar Caribe colombiano.

Parámetros estimados	Valor	C.I. al 95%	
R	0.657	0.474	0.91
MSY	447	286	622
K	2650	1850	3800
		2.2 th perc.	97.5th perc.
Biomasa relativa en el último año	0.0384k	0.0108	0.0956
Explotación $F/(r/2)$ en el último año	1.85	0.743	6.6

Tabla 5-30. Resultados de modelo Schaefer de tipo bayesiano [BMS] usando capturas y CPUE para las pesquerías de la corvina *Cynoscion jamaicensis* en el Mar Caribe colombiano.

Parámetros estimados		Límite inferior	Límite superior
q	0.000589	0.000378	0.000918
		95 % CI	
r	0.697	0.439	1.1
k	2180	1470	3220

MSY	379	244	588
		2.5th perc.	97.5th perc.
Biomasa relativa para el último año	0.012k	0.0109	0.0173
Explotación F/(r/2) en el último año	31.5	14.3	55.6
r -k log correlación		-0.478	

Estos resultados permitieron hacer inferencias sobre el estado de la mortalidad por pesca en el MSY que marca, de manera general, que este efecto está alterando la capacidad del reclutamiento para producir el MSY, aunque la mortalidad por pesca en el último año 2019, una interesante recuperación. (Tabla 5-31)

Con esta información se proyectó el seguimiento de las capturas en comparación con el MSY, lo cual permitió encontrar que las mismas declinaron vertiginosamente desde el inicio de la serie temporal, por lo tanto, el tamaño del stock analizado con la influencia de las biomazas relativas muestra una zona de alto impacto especialmente en los últimos 20 años. (Figura 5-33)

Tabla 5-31. Estimación de los puntos de referencia para la toma de decisiones en el manejo de la corvina *Cynoscion jamaicensis* en el Caribe colombiano.

Parámetros	valor	95 % CI			Decisión
Fmsy	0.348	0.22	0.552	(si $B > 1/2 B_{msy}$ cuando $F_{msy} = 0.5r$) (r y Fmsy se reducen linealmente si $B < 1/2 B_{msy}$)	0.0168
Fmsy	0.0168	0.0106	0.0266		
MSY	379	244	588		
Bmsy	1090	737	1610		
		2.5th perc.	97.5th perc.		
Biomasa en el último año	26.2	23.7	37.6		
B/Bmsy en el último año	0.0241	0.0218	0.0345		
Mortalidad por pesca en el último año	0.549	0.382	0.606		
Explotación F/Fmsy	31.5	14.3	55.6		

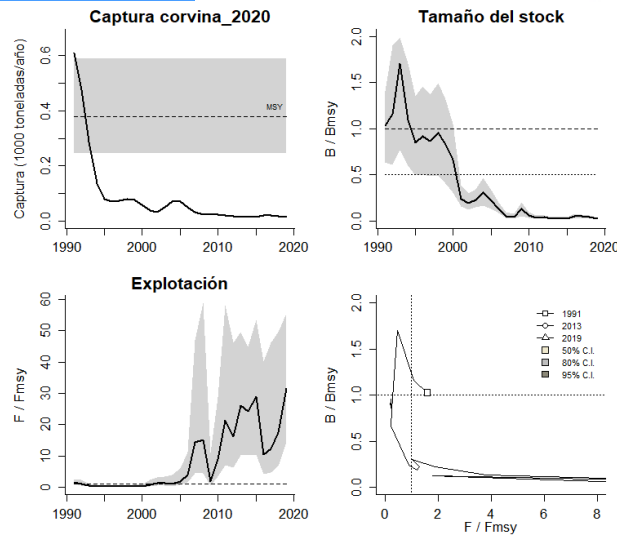


Figura 5-33. Análisis de las pesquerías de la corvina *Cynoscion jamaicensis* en el Caribe colombiano. El panel superior izquierdo muestra el comportamiento de las capturas [curva negra] y la zona gris muestra el nivel de seguridad al 95%. El panel superior derecho muestra la tasa de aprovechamiento de la biomasa frente al RMS. El panel inferior izquierdo muestra la tasa de aprovechamiento frente a al estándar donde $F=F_{msy}$ [línea punteada] y el observado [curva negra] la zona gris es el nivel de seguridad al 95%, el panel inferior derecho muestra el resumen de las tasas relativas de biomasa y las tasas relativas de esfuerzo.

Como un resumen de la evaluación sobre el estado de salud de este recurso se utilizó la gráfica de fases de Kobe que mostro una pesquería al borde del colapso con gran parte de los últimos años en la fase crítica. (Figura 5-34)

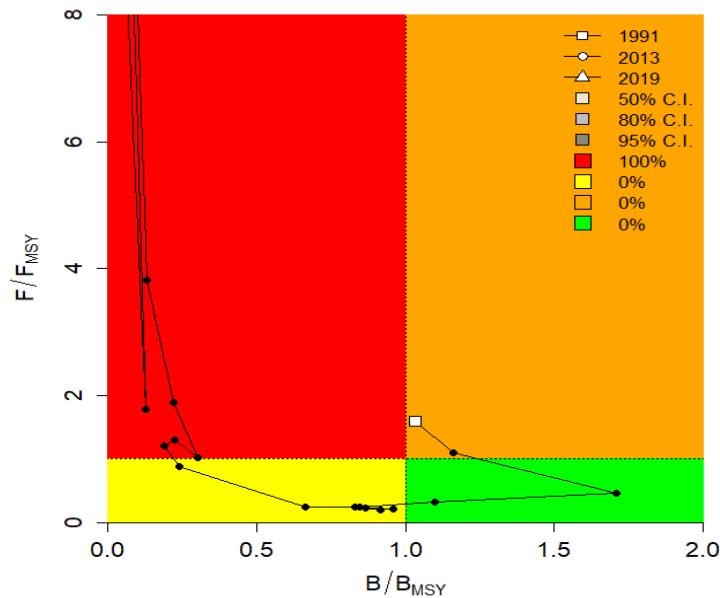


Figura 5-34. Análisis de las pesquerías de la corvina *Cynoscion jamaicensis* en el Mar Caribe colombiano, utilizando el gráfico de fases de Kobe.

5.1.5.4 Conclusiones de las pesquerías de corvina

De acuerdo con los análisis realizados este es un recurso que se encuentra en problemas de allí que la recomendación es dar una cuota de pesca que no sobrepase las 379 toneladas, igualmente de debe controlar la mortalidad por pesca para que supere los niveles de 0.5 año⁻¹, con lo cual y en unos 4 años tener de nuevo las poblaciones saludables Es un recurso sobreexplotado.

A partir de las estimaciones realizadas de la tasa de explotación de 31.5, biomasa relativa de 0.0241, la mortalidad por pesca actual de 0.549 año⁻¹, y la mortalidad por pesca en rendimiento máximo sostenible 0.0168 año⁻¹, se propone que el rendimiento máximo sostenible (MSY) para la especie sea un valor de 379 ± (244 - 588) toneladas.

5.1.6 Pesquerías pargo rojo (*Lutjanus purpureus* (Poey, 1866))



Foto de JAMARC (Fishbase, 2020).

Nombre en inglés: Southern red snapper

5.1.6.1 Antecedentes del recurso del pargo rojo

Marino demersal, se encuentra entre los 26 a los 340 m de profundidad, se distribuye entre el Mar Caribe desde Cuba hasta el Noreste de Brasil. Se reporta una talla máxima de 100 cm de Lt., con una talla de madurez de 43 cm de Lt., una edad máxima reportada de 18 años; con una longitud asintótica de 85.1 cm de Lt., una tasa metabólica de crecimiento de .13 cm/año, una mortalidad natural de 0.25 año⁻¹, (Fishbase, 2020).

Para Brasil los parámetros de crecimiento fueron estimados como $L_{\infty} = 115$ cm una tasa de crecimiento $K = 0.091$ año⁻¹, la mortalidad natural fue estimada entre 0.25 a 0.31 año⁻¹, utilizando respectivamente las ecuaciones de Pualy y Rikhter & Efanov, se calculó la tasa instantánea de mortalidad total, utilizando la curva de captura linealizada en $Z = 0.54$ año⁻¹, y por Beverton & Holt $Z = 0.66$, la mortalidad por pesca $F = 0.34$ año⁻¹, y la tasa de aprovechamiento $E = 0.57$, con una longevidad máxima de 33 años. (Souza, 2002).

5.1.6.2 Análisis de los datos biológicos de las pesquerías del pargo rojo

De los datos recopilados por la autoridad de pesca de Colombia se pudo establecer que la especie presentó un crecimiento alométrico negativo ($b \neq 3$, $P > 0.05$), se estimó una longitud asintótica de 91.5 cm Lt., que estuvo entre lo estimado por (Fishbase, 2020) y por (Souza, 2002). La tasa de aprovechamiento mostro un recurso en equilibrio. (Tabla 5-32)

Tabla 5-32. Relación de los parámetros estimados para el pargo chino *Lutjanus purpureus* en el Caribe colombiano.

a	b	r2	T.M.	T.M.C.	Loo	k	Z	M	F	E
0.0372	2.7062	0.91	45.2	34	91.5	0.35	0.96	0.164	0.48	0.5

5.1.6.3 Evaluación del estado de salud del stock con la modelación LBB del pargo rojo

A pesar de tener un indicativo positivo de los datos analizados con tallas con los datos del 2009 de CPUE se estimó una tasa de biomasa relativa muy baja indicando que bajo esta estimación la especies se encontraba en dificultades. (Tabla 5-33)

Tabla 5-33. Estimación de los principales parámetros poblacionales del pargo rojo *Lutjanus purpureus* en el Caribe colombiano.

RMS (t.)	PRO (\$)	B/K	q	TM/TMC	Fuente	Modelo usado	Observaciones
93	1,777,100,544	0.040	0.0009	1.33	documento de cuotas 2019	Bayesiano, producción excedente por remuestreo	Los resultados de los análisis anteriores mostraron un sistema en condiciones críticas

5.1.6.4 Evaluación del estado de salud del stock con la modelación LBB del pargo rojo

Como análisis inicial de esta segunda fase del estudio se revisó cada año con el fin de establecer si las tallas se comportaron de acuerdo con lo esperado por la selectividad de artes de pesca, se encontró que efectivamente todas las tallas cumplieron esta condición por lo que se puede establecer que los resultados presentan significancia. (Figura 5-35, Figura 5-36)

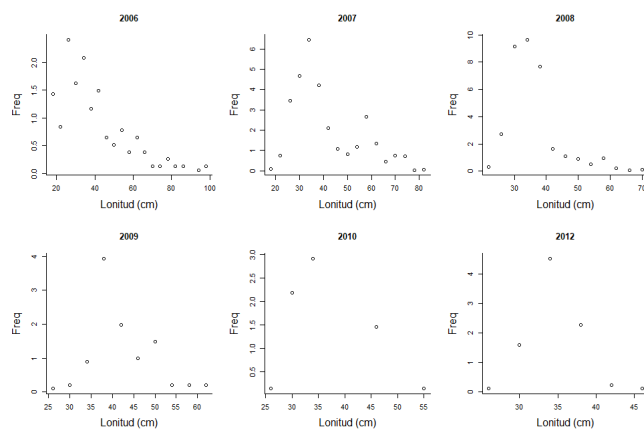


Figura 5-35. Distribución de las tallas pargo rojo *Lutjanus purpureus*. entre los años 2006 a 2012. Las tallas presentan en típico comportamiento de la estructura de selectividad.

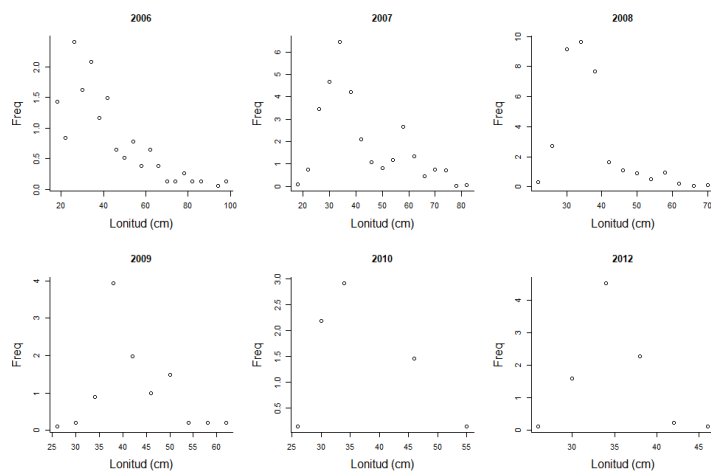


Figura 5-36. Distribución de las tallas pargo rojo *Lutjanus purpureus*. entre los años 2013 a 2019. Las tallas presentan en típico comportamiento de la estructura de selectividad.

La segunda etapa del proceso mostro que para la especie en los análisis prior se encontró una longitud asintótica superior a la encontrada en la primera fase y con los modelos de la primera fase. En general las tasas de aprovechamiento (M/K) son bastante cercanas con las encontradas por el análisis prior, que se ha escogido como el valor estándar (Froese, y otros, 2018), la biomasa relativa B/B_0 y el rendimiento por recluta (Y/R') fueron muy bajos, lo que significa que desde la perspectiva de las tallas el nivel de aprovechamiento es muy alto para que la especie pueda recuperarse. (Tabla 5-34)

Tabla 5-34. Resultados de las estimaciones paramétrica de las diferentes tasas de aprovechamiento pargo rojo *Lutjanus purpureus*. Se muestra el cálculo prior de estos.

L inf =	107	rango	105	109
Lop =	73	Lopt/Linf =	0.68	
Lc_opt =	69	Lc_opt/Linf	0.64	
M/K	1.43	rango	1.15	1.69
F/K	7.79	rango	7.3	8.36
Z/K =	9.32	rango	8.92	9.77
F/M =	4.97	rango	4.01	6.43
B/Bo F=M Lc=Lc:opt		0.0302		
B/Bo	0.0302	rango	0.0224	0.0399
Y/R´ F=M Lc = Lc_opt =		0.0494		
Y/R´ =	0.00261	rango	0.00199	0.00342

Como un reforzamiento a estos análisis, se calculó los valores de los principales indicadores pesqueros para el último año de la serie histórica donde se determina que las biomazas relativas fueron aún más bajas que las estimadas de forma general para toda la serie, así mismo la Madurez sexual está muy por debajo del 50% que indica problemas en equilibrio de la población. (Tabla 5-35)

Tabla 5-35. Estimaciones de las diferentes tasas y puntos de referencia obtenidos para el último año de pesquerías pargo rojo *Lutjanus purpureus* para el Caribe colombiano.

		rango	
Lc =	28.7	28.4	28.9
alfa	40.2	38.6	41.6
Lpromedio/Lopt	0.49		
Lc/Lcopt	0.42		
L95th	90	L95th/Loo	0.83
F/K	11	10.3	11.4
F/M	7.1	5.83	8.51
Z/K	12.4	11.9	12.9
Y/R´	0.0013	0.000967	0.00163
B/Bo	0.018	0.133	0.0225
B/BMSY	0.048	0.036	0.0609
Lm50	45.2	Madurez	6%

Los registros de la serie histórica muestran el cambio que se tuvo entre el año 2006 al 2012 con un aumento en la tasa Z/K bastante preocupante que se afirma con las diferencias en las estimaciones de la longitud asintótica; de otra parte, las tallas medias y Lc tuvieron diferentes comportamientos siendo las talla media de captura un poco más estables que la talla Lc., aunque para los últimos años las tendencias fueron las mismas; pero la situación se ve mas

comprometida que las tasas de aprovechamiento F/M tuvieron años muy fuertes (2010 a 2012) luego se presentó una disminución que pudo disminuir un poco la presión pero en los dos años finales esta tasa está por encima de los estándares; finalmente el análisis de las biomazas relativas muestra que el recurso ha estado por debajo del proxi 0.5 Bmsy, que es bastante grave. (Figura 5-37)

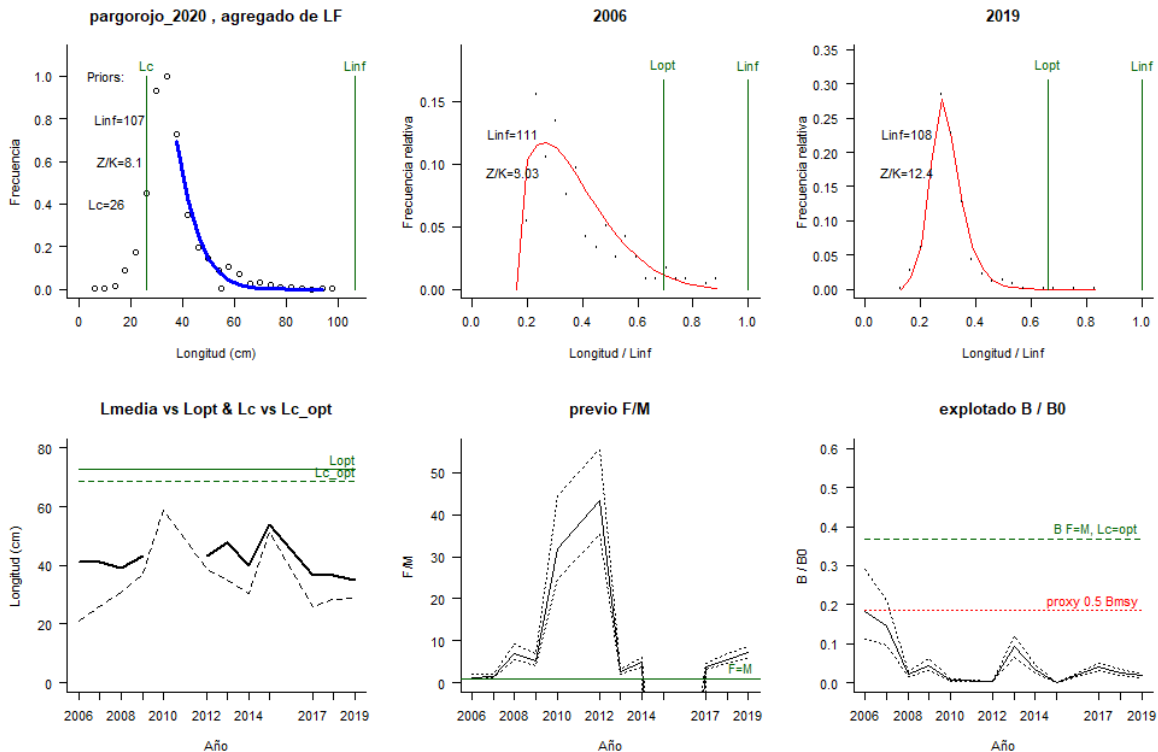


Figura 5-37. Comportamiento de las pesquerías pargo rojo *Lutjanus purpureus* en el Caribe colombiano. El panel superior izquierdo muestra los datos frecuencias de longitudes utilizadas para estimar el pre de Lc., Loo y Z/K. Los medio y derechos superiores muestran los datos de frecuencias del primero y último año de la serie de tiempo estudiada. La curva roja muestra el ajuste de la ecuación que provee estimaciones de Z/K, M/K, F/K Lc. Loo, los cuales se muestran como referencia. El panel inferior izquierdo muestra L media [curva en negrita] en relación con L opt. Y Lc., [curva negra discontinua] con relación a la Lc opt. El panel medio inferior muestra la presión de pesca relativa F/M [curva negra] con límites de confianza aproximados del 95% [curva punteada], con relación al nivel de referencia donde F=M [línea horizontal verde]. El panel inferior derecho muestra la biomasa relativa B/Bo [curva negra] con límites de confianza aproximado del 95% [curva negra punteada] con proxi para Bmsy [línea discontinua verde] y un proxi para Bpa o 0.5 de Bmsy [línea de puntos roja].

5.1.6.5 Modelos CMSY y BSM para el análisis de las pesquerías del pargo rojo.

Para validar tanto el comportamiento de las capturas como el CPUE se sometiera a análisis de modelos predictivos para la primera variable el comportamiento fue ajustado con los CPUE se tuvieron algunas divergencias, las biomazas examinadas mediante la variación del proceso estuvieron muy ligadas al valor estándar, y lo mismo ocurrió con el diagnóstico de los residuos de las CPUE; estos le dan un nivel de significancia a las dos variables lo que le dio seguridad a los siguientes estudios. (Figura 5-38)

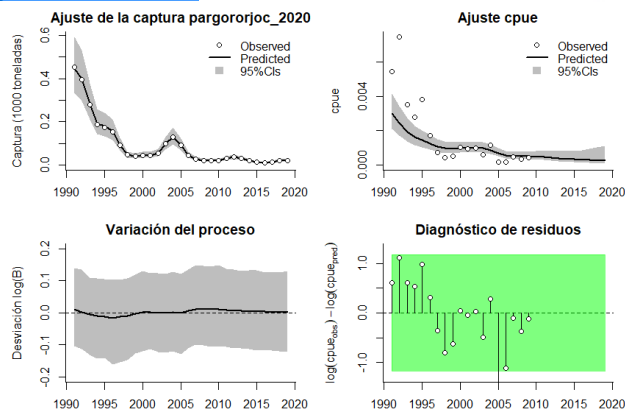


Figura 5-38. Modelación de las pesquerías del pargo rojo *Lutjanus purpureus*. En el panel superior izquierdo muestra el comportamiento de las pesquerías con límites de confianza aproximada ante del 95 %. En el panel superior derecho se muestra el ajuste de los datos de CPUE estimados y observados con una aproximación al 95 % de seguridad [zona gris]; en el panel inferior izquierdo se muestra el comportamiento del modelo estimado con una visión del logaritmo de la biomasa, la zona gris es el nivel de seguridad al 95%, el panel inferior izquierdo es en análisis de los residuos de la evaluación del CPUE, la zona en verde muestra que hay significancia estadística en el resultado de estos residuos frente al comportamiento normal de los mismos.

La otra parte importante de análisis es la valoración de las densidades probabilísticas de cada uno de los puntos de referencia; por ello el análisis de PPVR indico que el mejor ajuste se hizo sobre el coeficiente r ; para el algoritmo CMSY, mientras que con el BSM el mejor ajuste fue con MSY; de otra parte las biomasa relativas tuvieron con el análisis prior un rango en 1991 entre 0.2 a 0.6, luego en el año de quiebre 2015 la misma estuvo entre 0.01 a 0.4 y para 2019 fue entre 0.01 a 0.2, que demuestra una presión al recurso; los análisis posterior fueron inestables en la tendencia de las biomasa relativas por años solamente para 1991 las distribuciones fueron normales. (Figura 5-39, Figura 5-40)

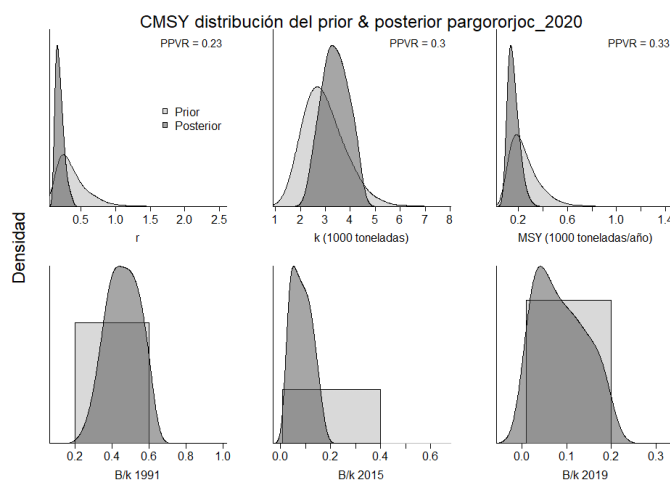


Figura 5-39. Determinación de las zonas de densidad probabilística de los análisis realizados del pargo rojo *Lutjanus purpureus*, aplicando el modelo CMSY, pre y post de la aplicación de la teoría bayesiana. el panel superior se refiere a los ajustes en cuanto a la tasa intrínseca de crecimiento [r], la capacidad de carga d l ecosistema [K], y del rendimiento máximo sostenible [MSY]. En el panel inferior está el estudio muestra los mismos análisis probabilísticos para los años iniciales el medio más bajo y el final.

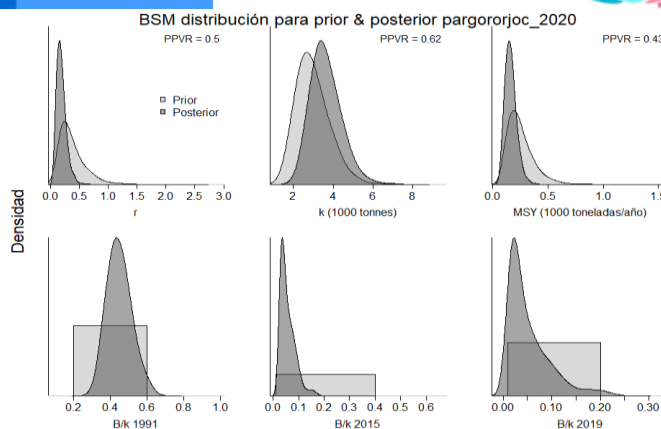


Figura 5-40. Determinación de las zonas de densidad probabilística de los análisis realizados para *Lutjanus synagris*, aplicando el modelo BSM, pre y post de la aplicación de la teoría bayesiana. el panel superior se refiere a los ajustes en cuanto a la tasa intrínseca de crecimiento [r], la capacidad de carga del ecosistema [K], y del rendimiento máximo sostenible [MSY]. En el panel inferior está el estudio muestra los mismos análisis probabilísticos para los años iniciales el medio más bajo y el final.

Con los resultados numéricos se encontró existieron diferencias en el cálculo del coeficiente r, pero con la estimación de MSY es casi idéntico, esto debido a que los algoritmos fueron más sensibles con la resiliencia de recurso que con las capturas y la CPUE; de otra parte, los resultados de las biomazas relativas con los dos algoritmos (CMSY Y BMS) resultaron ser muy altas para la sostenibilidad del recurso. (Tabla 5-36, Tabla 5-37)

Tabla 5-36. Resultados del CMSY para las pesquerías del pargo rojo *Lutjanus purpureus* para el Mar Caribe colombiano.

Parámetros estimados	Valor	C.I. al 95%	
r	0.211	0.114	0.391
MSY	153	96.4	269
K	3150	2250	4400
		2.2 th perc.	97.5th perc.
Biomasa relativa en el último año	0.0802k	0.013	0.191
Explotación $F/(r/2)$ en el último año	2.7	1.14	16.6

Tabla 5-37. resultados de modelo Schaefer de tipo bayesiano [BMS] usando capturas y CPUE del pargo rojo *Lutjanus purpureus* en el Mar Caribe colombiano.

Parámetros estimados		Límite inferior	Límite superior
q	0.00189	0.0012	0.00298
		95 % CI	
r	0.173	0.0725	0.413
k			
MSY			
		2.5th perc.	97.5th perc.
Biomasa relativa para el último año	0.266k		
Explotación $F/(r/2)$ en el último año	154	81	292

r -k log correlación =	13.7	0.47	169
------------------------	------	------	-----

Como bases para regular la pesquería se calcularon las mortalidades por pesca tanto en MSY como para el último año (2019), las estimadas para el punto de referencia muestran que actualmente la decisión fue elegida por la más baja, lo que está indicando que las pesquerías han sido sometidas a esfuerzos extremos que y como espeto crucial la biomasa relativa (B/Bmsy) del ultimo años es extremadamente baja. (Tabla 5-38).

Tabla 5-38. Estimación de los puntos de referencia para la toma de decisiones en el manejo de pargo rojo *Lutjanus purpureus* en el Caribe colombiano.

Parámetros	Valor	95 % CI			Decisión
Fmsy	0.0865	0.0362	0.206	(si B > 1/2 Bmsy cuando Fmsy = 0.5r)	0.0127
Fmsy	0.0127	0.0053	0.0302	(r y Fmsy se reducen linealmente si B < 1/2 Bmsy)	
MSY	154	81	292		
Bmsy	1780	1170	2700		
		2.5th perc.	97.5th perc.		
Biomasa en el último año	130	40.7	654		
B/Bmsy en el último año	0.0732	0.0229	0.368		
Mortalidad por pesca en el último año	0.171	0.034	0.546		
Explotación F/Fmsy	13.7	0.47	169		

El comportamiento de las capturas estuvieron en permanente descenso y, después de 2000 ha estado en niveles muy bajos excepto para el 2014 donde hubo una gran producción seguramente debido a cambios climáticos; el tamaño del stock también mostró biomazas relativas en permanente decaimiento; y las tasas de explotación casi siempre han estado por encima de nivel de referencia; por lo anterior la curva de equilibrio mostro que más de 60% de los datos están muy por debajo del punto de referencia (MSY). (Figura 5-41).

Para tener una visión holística de lo que pasó en la serie histórica de los datos observados se revió el comportamiento de las capturas frente a su punto de referencia en el que después de 1996 estas siempre estuvieron por debajo; por este motivo, las biomazas relativas muestran que el recurso entró en una situación difícil para su sostenibilidad que casi siempre estuvo por debajo del referente proxi del 0.5B; así la tasa de explotación también mostro un recorrido por encima del referente de equilibrio. (Figura 5-42)

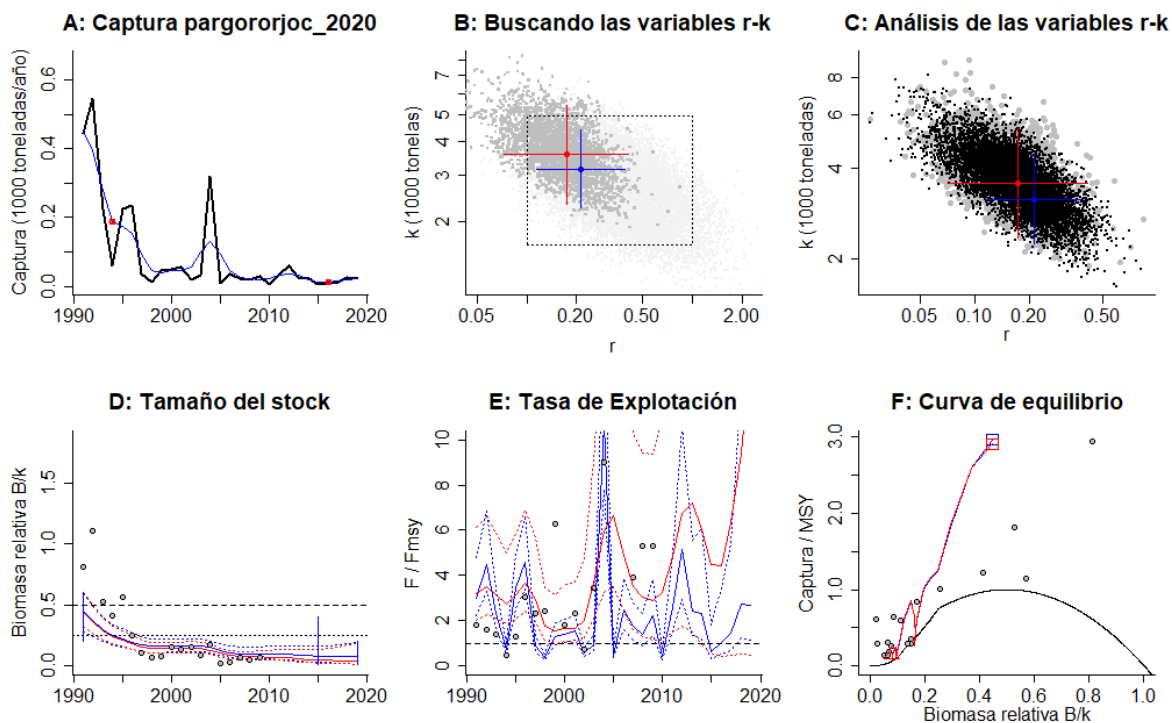


Figura 5-41. Resultados del Análisis de las pesquerías del pargo rojo *Lutjanus purpureus* para el Caribe Colombiano utilizando los modelos CMSY y CSB. El panel superior izquierdo muestra en negro las series temporales de capturas y en azul el promedio móvil de tres años con indicación de la captura más alta y baja, como se usa en la estimación de la biomasa previa por las reglas predeterminadas. El panel B muestra el espacio de registro de r-k explorado y en gris oscuro los pares de r-k que el modelo CMSY encontró compatibles con las capturas y la información previa. El panel C muestra el par r-k más probable y sus límites de confianza aproximados del 95% en azul. Los puntos negros son posibles pares r-k encontrados por el modelo BSM, con una cruz roja que indica el par r-k más probable y sus límites de confianza del 95%. El panel D muestra los datos de abundancia disponibles en rojo, escalados a la estimación BSM de $B_{msy}=0.5 k$, y en azul la trayectoria de biomasa estimada por CMSY. Las líneas punteadas indican los percentiles 2.5 y 97.5. Las líneas azules verticales indican los rangos de biomasa anteriores. El panel E muestra en rojo la tasa de cosecha [captura / abundancia] escalada a la estimación $r/2$ de BSM, y en azul la tasa de cosecha correspondiente de CMSY. El panel F muestra la curva de equilibrio de Schaefer de captura/RMSY en relación con B/k , con sangría en $B/k < 0.25$ para explicar el reclutamiento reducido en tamaños de stock bajos. Los puntos rojos se escalan por estimaciones de BSM y los puntos azules se escalan por estimaciones de CMSY.

Finalmente, y con el fin de mostrar cómo funciona el sistema en general se utilizó las gráficas de fase de estado de Kobe que mostró todo el recorrido histórico de las capturas, la serie de tiempo mostró que las pesquerías del recurso siempre han estado en la zona crítica y, para el último año (2019), de tal manera que la probabilidad que el recurso es te en fase crítica es del 92.6% y solamente un 7.4% que este en recuperación. (Figura 5-43)

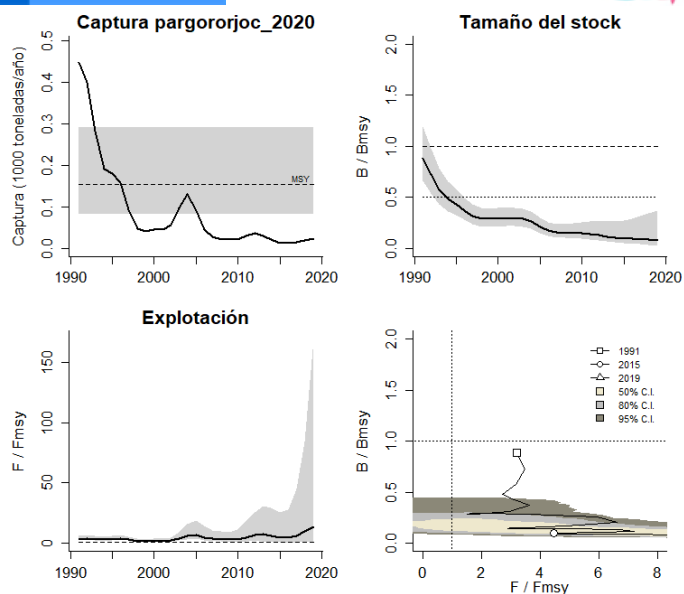


Figura 5-42. Análisis de las pesquerías del pargo rojo *Lutjanus purpureus* en el Caribe colombiano. El panel superior izquierdo muestra el comportamiento de las capturas [curva negra] y la zona gris muestra el nivel de seguridad al 95%. El panel superior derecho muestra la tasa de aprovechamiento de la biomasa frente al RMS. El panel inferior izquierdo muestra la tasa de aprovechamiento frente a al estándar donde $F = F_{msy}$ [línea punteada] y el observado [curva negra] la zona gris es el nivel de seguridad al 95%, el panel inferior derecho muestra el resumen de las tasas relativas de biomazas y las tasas relativas de esfuerzo.

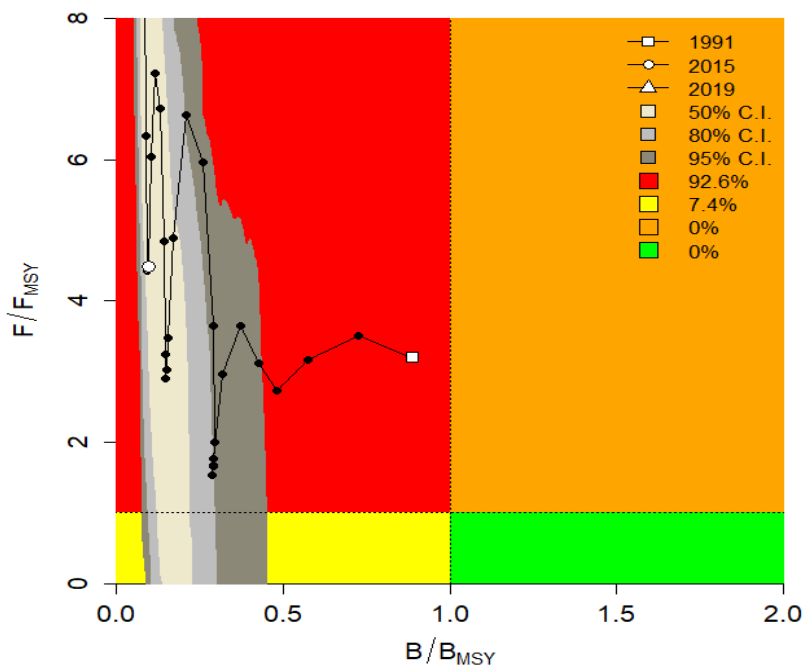


Figura 5-43. Análisis de las pesquerías del pargo rojo *Lutjanus purpureus* en el Mar Caribe colombiano, utilizando el gráfico de fases de Kobe.

5.1.6.6 Conclusiones de las pesquerías de pargo rojo

Los análisis muestran que este es un recurso en una muy difícil situación y que se considera que ya entro en la fase de sobreexplotación y que además por su tasa de aprovechamiento y los resultados de las biomاسas relativas determina que las pesquerías no están permitiendo que el reclutamiento sea capaz de producir los niveles de MSY.

Por lo anterior las pesquerías de este recurso debe reducir la mortalidad por pesca en un 10% para que en 4 o 5 años se note recuperación de este. A partir de las estimaciones realizadas de la tasa de tasa de explotación de 13.7, y un porcentaje de madurez sexual de 6%, longitud óptima L_{op} la biomasa relativa de 73 cm de Lt., la mortalidad por pesca actual de 0.171 año⁻¹, y la mortalidad por pesca en rendimiento máximo sostenible 0.0127 año⁻¹, se propone que el rendimiento máximo sostenible (MSY) para la especie sea un valor de $154 \pm (81 - 292)$.

5.2 Crustáceos

5.2.1 Pesquerías del camarón de aguas someras (*Litopenaeus schmitti* (Burkenroad, 1936))



Picture by Elliff, Carla Isobe ©.

Nombre en inglés: Southern White shrimp

5.2.1.1 Antecedentes del recurso camarón

Es un recurso bentónico se encuentra desde los 0 a los 50 m de profundidad se distribuye desde el sureste del Golfo de México y las Antillas Mayores, Cuba, Islas Vírgenes y desde Honduras británicas hasta Brasil. La máxima longitud reportada es de 17.5 cm de Lt., con una longitud asintótica entre 17.3 a 21.4 cm de Lt., (FishBase consortium, 2020)

5.2.1.2 Análisis de los datos de dinámica de poblaciones.

No son muchos los datos que se han podido recopilar se está especies, pero lo reportados hasta el 2009 muestra un recurso en sobre pesca con una cuota bastante alta. ()

Tabla 5-39. Estimación de los principales parámetros poblacionales del camarón de aguas someras *Litopenaeus schmitti* para el caribe colombiano.

RMS (t.)	PRO (\$)	B/K	q	TM/TMC	Fuente	Modelo usado	Observaciones
991	D.N.D.	0.100	D.N.D.	D.N.D.	documento de cuotas 2019	Bayesiano, producción excedente por remuestreo	Los resultados de los análisis anteriores mostraron un sistema en condiciones críticas

5.2.1.3 Modelos CMSY y BSM para el análisis de las pesquerías del camarón

Los datos de captura y CPUE almacenados por la autoridad de pesca de Colombia fueron sometidos a una primera inspección que consistió en revisar su comportamiento con modelos predictivos las capturas se ajustaron bien mientras que las CPUE estuvieron un poco fuera del contexto; por ello se complementó el análisis primero con una validación de las variaciones de las biomazas respecto al proceso, estas fueron positivas, y luego se hizo un diagnóstico de los residuos de la CPUE, esto fueron también positivos; con esta base se continuo con este estudio. (Figura 5-44)

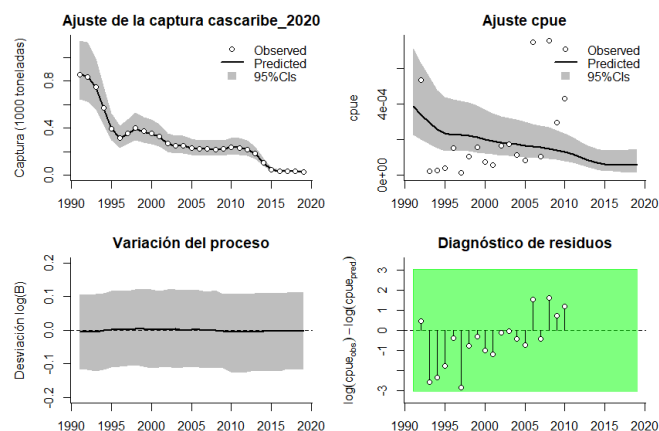


Figura 5-44. Modelación de las pesquerías del camarón de aguas someras *Litopenaeus schmitti*. En el panel superior izquierdo muestra el comportamiento de las pesquerías con límites de confianza aproximada ante del 95 %. En el panel superior derecho se muestra el ajuste de los datos de CPUE predichos y observados con una aproximación al 95 % de seguridad [zona gris]; en el panel inferior izquierdo se muestra el comportamiento del modelo estimado con una visión del logaritmo de la biomasa, la zona gris es el nivel de seguridad al 95%, el panel inferior izquierdo es en análisis de los residuos de la evaluación de la CPUE, la verde muestra que hay significancia estadística estos residuos frente al comportamiento normal de los mismos.

Continuando con el procesamiento de evaluación se pasó a determinar la validación de los puntos de referencia, bajo la distribución probabilística de sus densidades, con esta idea y utilizando en indicador PPVR mostro que con el algoritmo (CMSY) el mejor ajuste fue para el coeficiente r, mientras que con el algoritmo (BSM) el resultado positivo fue para el MSY; de otra parte, se continuo con este estudio pero mirando las biomazas relativas por años, por ello para el 1991 el rango estuvo entre 0.2 a 0.6, en el año de quiebre 0.0 a 0.4 y en el 2019 se presentó

la peor densidad entre 0.001 a 0.1, este desajuste se notó en las distribuciones posterior en las que la variación más homogénea estuvo en 1991. (Figura 5-45, Figura 5-46)

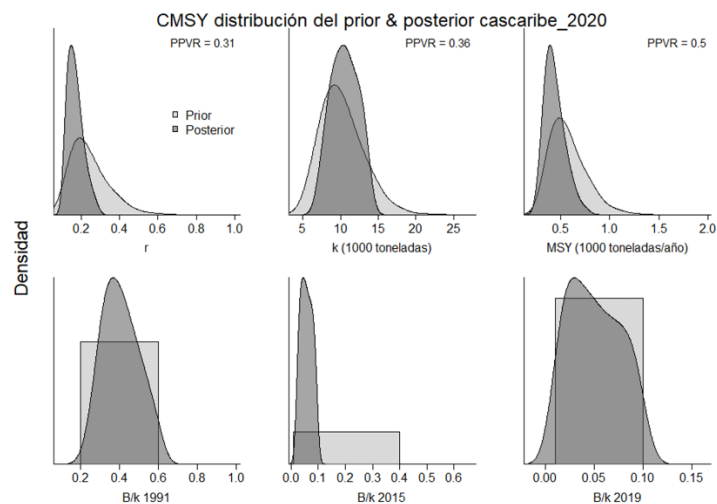


Figura 5-45. Determinación de las zonas de densidad probabilística de los análisis realizados del camarón de aguas someras *Litopenaeus schmitti*, aplicando el modelo CMSY, pre y post de la aplicación de la teoría bayesiana. el panel superior se refiere a los ajustes en cuanto a la tasa intrínseca de crecimiento [r], la capacidad de carga del ecosistema [K], y del rendimiento máximo sostenible [MSY]. En el panel inferior está el estudio muestra los mismos análisis probabilísticos para los años iniciales el medio más bajo y el final.

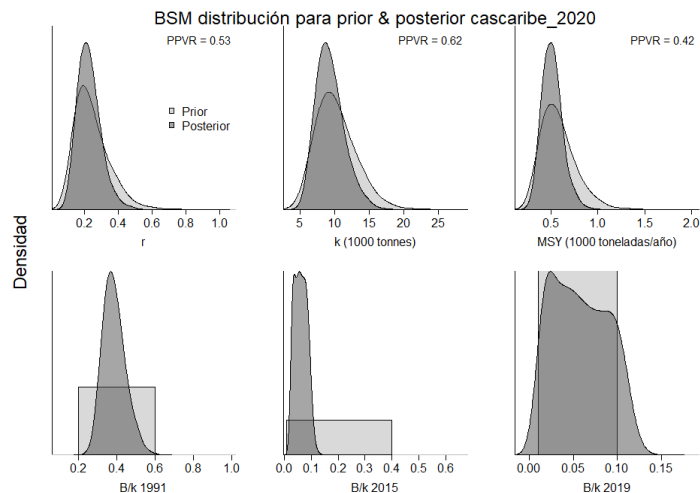


Figura 5-46. Determinación de las zonas de densidad probabilística de los análisis realizados para del camarón de aguas someras *Litopenaeus schmitti*, aplicando el modelo BSM, pre y post de la aplicación de la teoría bayesiana. el panel superior se refiere a los ajustes en cuanto a la tasa intrínseca de crecimiento [r], la capacidad de carga del ecosistema [K], y del rendimiento máximo sostenible [MSY]. En el panel inferior está el estudio muestra los mismos análisis probabilísticos para los años iniciales el medio más bajo y el final.

Con los resultados cuantificables de los puntos de referencia que determina el estado de salud se encontró que defereencias tanto en las estimaciones del coeficiente r como el del MSY, se notó que a pesar de estas diferencias el sistema productivo de la especie tuvo una residencia baja, pero una tasa relativa de biomazas que catalogaron al recurso como de explotación muy fuerte. (Tabla 5-40, Tabla 5-41)

Tabla 5-40. Resultados del CMSY para las pesquerías del camarón de aguas someras *Litopenaeus schmitti* para el Mar Caribe colombiano.

Parámetros estimados	Valor	C.I. al 95%	
R	0.183	0.112	0.298
MSY	423	287	685
K	9750	6860	13900
		2.2 th perc.	97.5th perc.
Biomasa relativa en el último año	0.0486k	0.012	0.0972
Explotación $F/(r/2)$ en el último año	3.5	1.75	14.2

Tabla 5-41. Resultados de modelo Schaefer de tipo bayesiano [BMS] usando capturas y CPUE para las pesquerías del camarón de aguas someras *Litopenaeus schmitti* en el Mar Caribe colombiano.

Parámetros estimados		Límite inferior	Límite superior
q	0.000112	0.0000654	0.000191
		95 % CI	
r	0.218	0.12	0.396
k	9160	6030	13900
MSY	498	327	760
		2.5th perc.	97.5th perc.
Biomasa relativa para el último año	0.0556k	0.012	0.113
Explotación $F/(r/2)$ en el último año	2.18	0.51	46.8
r -k log correlación =		-0.709	

Como medidas de ordenación, se hicieron cálculos de la mortalidad por pesca en MSY y al decidir que se escogiera el menor valor implica que la presión de pesca está actuando sobre el reclutamiento que le permite al recurso sostener el MSY; las tasas de biomasa relativa (B/B_{msy}) fueron muy bajas, con una mortalidad por pesca para el último año fueron extremadamente bajas y por lo tanto la tasa de aprovechamiento (F/F_{msy}) son muy altas. (Tabla 5-42)

Quando se revisa el comportamiento de las capturas a través del tiempo se encontró un comienzo bastante boyante, pero luego, hay un decaimiento que hizo en los últimos años el registro más bajo de la historia de esta pesquería; lo anterior se manifiesta cuando al medir el tamaño del stock se encontró que desde el 2000 las situación del recurso paso los límites mínimos de sostenibilidad, lo mismo se visualiza con la tasa de explotación que permanentemente estuvo por encima del límite de referencia, lo que trajo como consecuencia que cuando se armó la curva de equilibrio las razones de captura/MSY frente a las biomazas relativas presentaron un recurso con trayectoria decadente.(Figura 5-47)

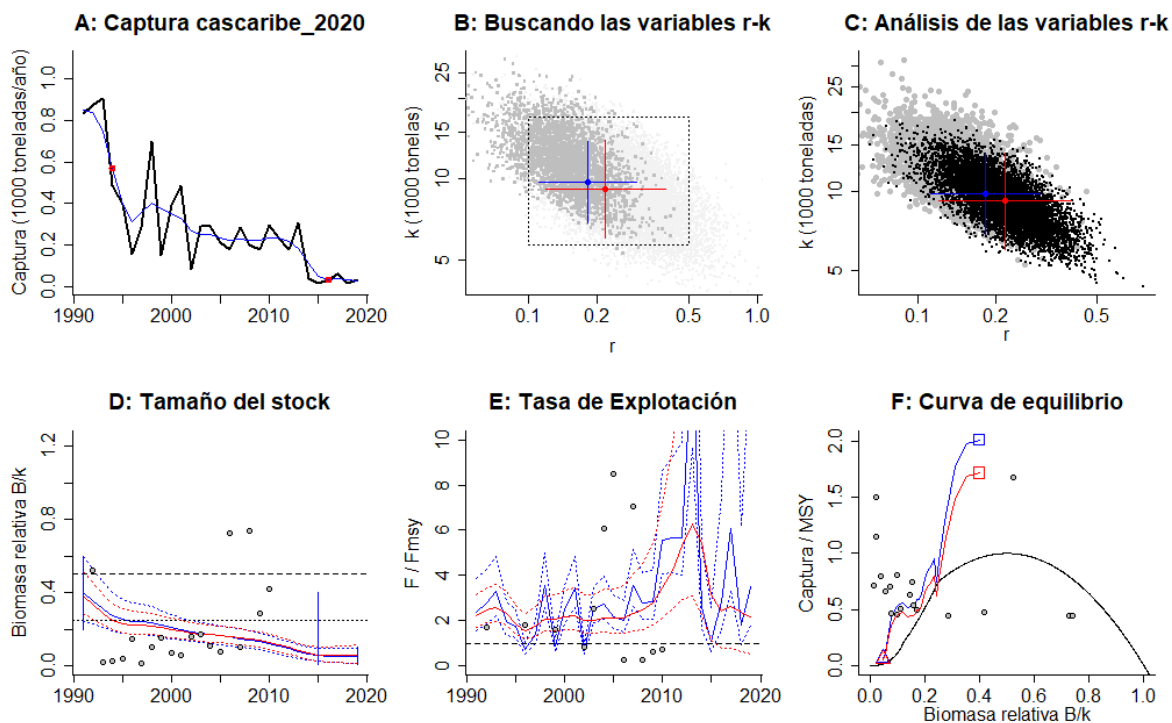


Figura 5-47. Resultados del análisis de las pesquerías del camarón de aguas someras *Litopenaeus schmitti* para el Caribe Colombiano utilizando los modelos CMSY y CSB. El panel superior izquierdo muestra en negro las series temporales de capturas y en azul el promedio móvil de tres años con indicación de la captura más alta y baja, como se usa en la estimación de la biomasa previa por las reglas predeterminadas. El panel B muestra el espacio de registro de r-k explorado y en gris oscuro los pares de r-k que el modelo CMSY encontró compatibles con las capturas y la información previa. El panel C muestra el par r-k más probable y sus límites de confianza aproximados del 95% en azul. Los puntos negros son posibles pares r-k encontrados por el modelo BMS, con una cruz roja que indica el par r-k más probable y sus límites de confianza del 95%. El panel D muestra los datos de abundancia disponibles en rojo, escalados a la estimación BSM de $B_{msy}=0.5 k$, y en azul la trayectoria de biomasa estimada por CMSY. Las líneas punteadas indican los percentiles 2.5 y 97.5. Las líneas azules verticales indican los rangos de biomasa anteriores. El panel E muestra en rojo la tasa de cosecha [captura / abundancia] escalada a la estimación $r/2$ de BSM, y en azul la tasa de cosecha correspondiente de CMSY. El panel F muestra la curva de equilibrio de Schaefer de captura/RMS en relación con B/k , con sangría en $B/k < 0.25$ para explicar el reclutamiento reducido en tamaños de stock bajos. Los puntos rojos se escalan por estimaciones de BSM y los puntos azules se escalan por estimaciones de CMSY.

Con base en los anteriores análisis se comparó el recorrido de las capturas frente a su punto de referencia MSY que mostraron un permanente alejamiento de este, por lo tanto, las tasas de biomasa relativa cruzaron inclusive el límite de referente $0.5B$ prácticamente desde el inicio de las pesquerías, es así como la tasa de explotación. Siempre sobrepasó el referente límite. (Figura 5-48)

Tabla 5-42. Estimación de los puntos de referencia para la toma de decisiones en manejo del camarón de aguas someras *Litopenaeus schmitti* en el Caribe colombiano.

Parámetros	valor	95 % CI		Decisión
		0.0598	0.198	
Fmsy	0.109	0.0598	0.198	(si $B > 1/2 B_{msy}$ cuando $F_{msy} = 0.5r$)
Fmsy	0.0242	0.0133	0.044	(r y Fmsy se reducen linealmente si $B < 1/2 B_{msy}$)
MSY	498	327	760	
Bmsy	4580	3010	6970	
		2.5th perc.	97.5th perc.	
Biomasa en el último año	509	110	1030	
B/Bmsy en el último año	0.111	0.0241	0.225	
Mortalidad por pesca en el último año	0.0545	0.0269	0.251	
Explotación F/Fmsy	2.18	0.51	46.8	

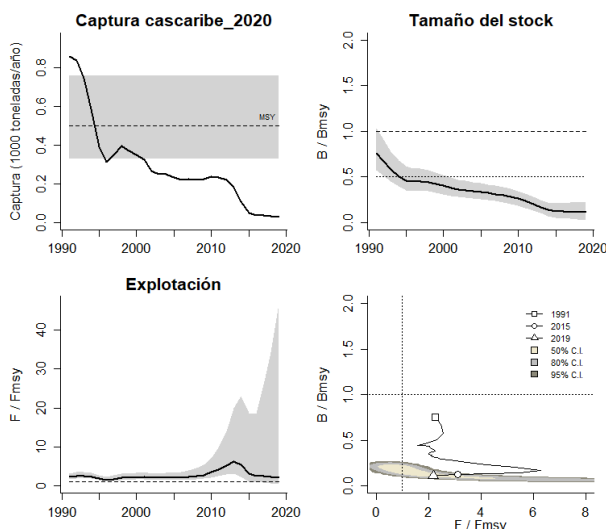


Figura 5-48. Análisis de las pesquerías del camarón de aguas someras *Litopenaeus schmitti* en el Caribe colombiano. El panel superior izquierdo muestra el comportamiento de las capturas [curva negra] y la zona gris muestra el nivel de seguridad al 95%. El panel superior derecho muestra la tasa de aprovechamiento de la biomasa frente al RMS. El panel inferior izquierdo muestra la tasa de aprovechamiento frente a al estándar donde $F=F_{msy}$ [línea punteada] y el observado [curva negra] la zona gris es el nivel de seguridad al 95%, el panel inferior derecho muestra el resumen de las tasas relativas de biomasa y las tasas relativas de esfuerzo.

Finalmente se considera que la fotografía instantánea de lo que paso con la especie en su historia de aprovechamiento, fue la de introducir las capturas en el diagrama de fases probabilísticos de Kobe, se encontró que absolutamente toda la pesquería estuvo en el área crítica y aunque en los últimos años parece dirigirse hacia la recuperación casi todas las capturas están tiradas hacia la izquierda que implica un alto nivel de estrés para el recurso. Aunque para el último año la probabilidad de que se encuentre en recuperación es del 24.7%. (Figura 5-49)

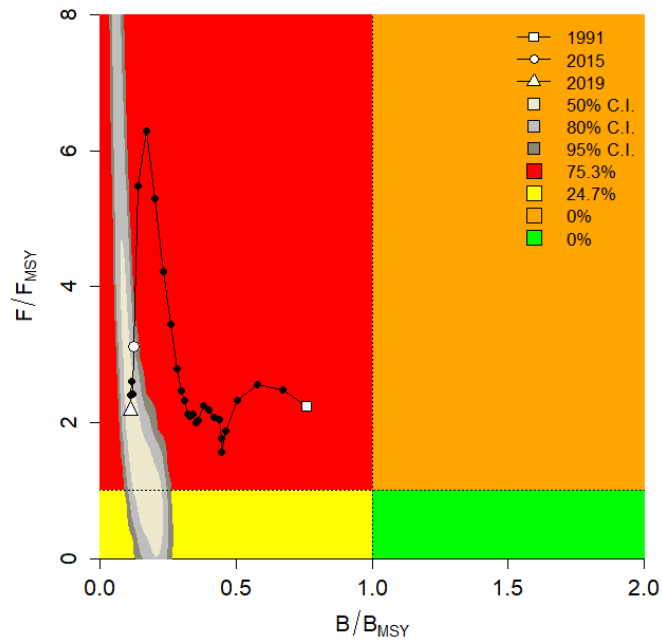


Figura 5-49. Análisis de las pesquerías del camarón de aguas someras *Litopenaeus schmitti* en el Mar Caribe colombiano, utilizando el gráfico de fases de Kobe.

5.2.1.4 Conclusiones sobre las pesquerías del camarón de aguas someras

Todos los resultados analizados muestran un recuso en agotamiento el cual ha sido permanente durante todos los registros históricos. La pregunta que se aparece es ¿Por qué no ha desaparecido?, existen dos posibles respuestas 1. El recurso con su estrategia de crecimiento y recuperación es capaz de resistir todo el esfuerzo de pesca existente. 2. Una franja importante de los adultos con alta capacidad reproductiva escapan a las artes y métodos de pesca refugiándose en lugares de poco acceso. Es un recurso sobreexplotado.

A partir de las estimaciones realizadas de la tasa de explotación de 2.18, biomasa relativa de 0.111, la mortalidad por pesca actual de 0.0545 año⁻¹, y la mortalidad por pesca en rendimiento máximo sostenible 0.0242 año⁻¹, se propone que el rendimiento máximo sostenible (MSY) para la especie sea un valor de 498 ± (327 - 760) toneladas.

5.3 Tiburones

Teniendo en cuenta que la evolución de los recursos involucrados con el termino de tiburones siempre había sido realizado en conjunto y que solamente a partir de 2012 el SEPEC empieza a tomar información de las especies que ha sido lentamente depurado y que mediante técnicas estadísticas de remuestreo y tendencia porcentual se pudo construir una serie histórica de capturas que permitió hacer una reconstrucción de estos, se presenta un análisis de las principales especies.

5.3.1 Pesquerías del tiburón zorro ojón (*Alopias superciliosus*, Lowe, 1841)



Foto: S. Chow ©

Nombre en inglés: Bigeye thresher

5.3.1.1 Modelos CMSY y BSM para el análisis de las pesquerías del tiburón zorro ojón

Tanto las capturas estimadas como los CPUE igualmente estimados, fueron sometidos a revisión con el fin de determinar si se comportaron dentro de los modelos predictivos, la respuesta fue satisfactoria, aunque las biomazas se mostraron variaciones en el proceso; los cálculos del diagnóstico de los residuos de las CPUE fueron significativos. (Figura 5-50)

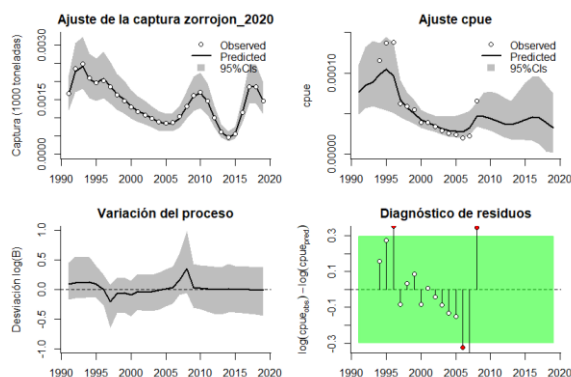


Figura 5-50. Modelación de las pesquerías del tiburón zorro ojón *Alopias superciliosus*. En el panel superior izquierdo muestra el comportamiento de las pesquerías con límites de confianza aproximada ante del 95 %. En el panel superior derecho se muestra el ajuste de los datos de CPUE predichos y observados con una aproximación al 95 % de seguridad [zona gris]; en el panel inferior izquierdo se muestra el comportamiento del modelo estimado con una visión del logaritmo de la biomasa, la zona gris es el nivel de seguridad al 95%, el panel inferior izquierdo es en análisis de los residuos de la evaluación de la CPUE, la zona verde muestra que hay significancia estadística de los residuos frente al comportamiento normal de los mismos.

Los análisis de los puntos de referencia relacionados con su distribución probabilística de los residuos mostro que, independientemente del algoritmo utilizado (CMSY o BSM) la respuesta del indicador PPVR sostuvo que el mejor ajuste se hizo para el MSY, en cuanto a los análisis

prior de las biomazas relativas en 1991 el rango se definió entre 0.2 a 0.6, luego en año de quiebre de 2013 ésta fue de 0.0 a 0.4 y para el 2019 estuvo entre 0.01 a 0.4, mientras que las evaluaciones posterior muestra que las distribuciones tipo normal se ajustaron para 1991 y 2013 mientras que para el 2019 se presentaron dos picos que indicaría dos grupos diferentes. (Figura 5-51, Figura 5-52)

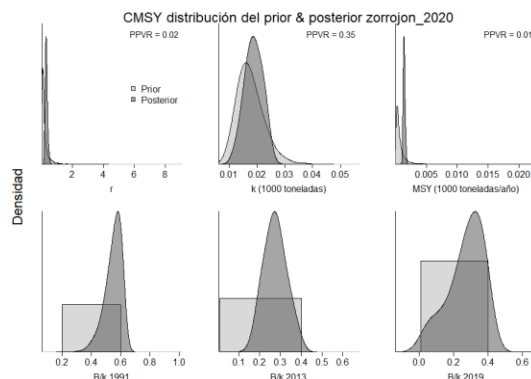


Figura 5-51. Determinación de las zonas de densidad probabilística de los análisis realizados del tiburón zorro ojón *Alopias superciliosus*, aplicando el modelo CMSY, pre y post de la aplicación de la teoría bayesiana. el panel superior se refiere a los ajustes en cuanto a la tasa intrínseca de crecimiento [r], la capacidad de carga del ecosistema [K], y del rendimiento máximo sostenible [MSY]. En el panel inferior está el estudio muestra los mismos análisis probabilísticos para los años iniciales el medio más bajo y el final.

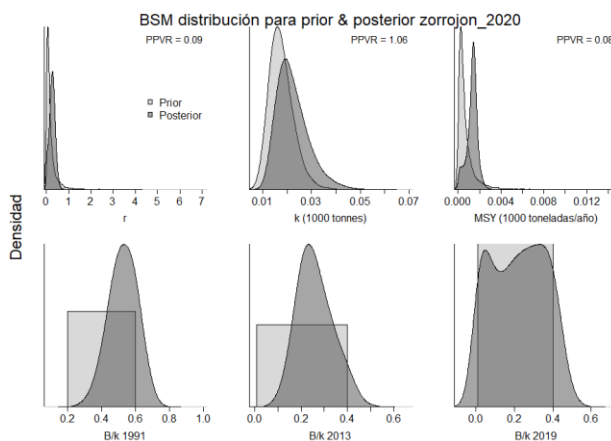


Figura 5-52. Determinación de las zonas de densidad probabilística de los análisis realizados del tiburón zorro ojón *Alopias superciliosus*, aplicando el modelo BSM, pre y post de la aplicación de la teoría bayesiana. el panel superior se refiere a los ajustes en cuanto a la tasa intrínseca de crecimiento [r], la capacidad de carga del ecosistema [K], y del rendimiento máximo sostenible [MSY]. En el panel inferior está el estudio muestra los mismos análisis probabilísticos para los años iniciales el medio más bajo y el final.

Los valores de esta evaluación mostraron que para los coeficientes r hay una diferencia en los coeficientes r producto de aplicar los dos algoritmos del modelo, que muestran una resiliencia baja, pero para el punto de referencia MSY el resultado es muy similar; igualmente se encontraron diferencias en las estimaciones de las biomazas relativas; sin embargo, ambas indican que el recurso está bajo fuerte presión pesquera. (Tabla 5-43, Tabla 5-44).

Tabla 5-43. Resultados del CMSY para las pesquerías del tiburón zorro ojón *Alopias superciliosus* para el Mar Caribe colombiano.

Parámetros estimados	Valor	C.I. al 95%	
r	0.336	0.197	0.575
MSY	1.37	1.14	1.7
K	16.7	11	25.4
		2.2 th perc.	97.5th perc.
Biomasa relativa en el último año	0.289k	0.0411	0.396
Explotación F/(r/2) en el último año	5.68	2.28	47.2

Tabla 5-44. Resultados de modelo Schaefer de tipo bayesiano [BMS] usando capturas y CPUE para las pesquerías del tiburón zorro ojón *Alopias superciliosus* en el Mar Caribe colombiano.

Parámetros estimados		Límite inferior	Límite superior
q	0.0068	0.00382	0.0121
		95 % CI	
r	0.215	0.0444	1.04
k	21.4	12.5	36.8
MSY	1.15	0.000329	0.00403
		2.5th perc.	97.5th perc.
Biomasa relativa para el último año	0.0556k	0.0115	0.451
Explotación F/(r/2) en el último año	2.93	0.907	1726
r -k log correlación =		-0.71	

Teniendo este sustento se analizó respuestas numéricas que ayuden a suministrar medidas de manejo de las cuales se encontró una mortalidad por pesca en MSY que determina que el recurso está por debajo de los límites de producción, aunque las biomاسas relativas del último año (2019) aumentaron significativamente, así como la mortalidad por pesca, pero la tasa de explotación (F/Fmsy) sigue siendo alta. (Tabla 5-45)

Tabla 5-45. Estimación de los puntos de referencia para la toma de decisiones en el manejo de tiburón zorro ojón *Alopias superciliosus* en el Caribe colombiano.

Parámetros	valor	95 % CI		Decisión
Fmsy	0.107	0.0222	0.519	(si B > 1/2 Bmsy cuando Fmsy = 0.5r) 0.0976
Fmsy	0.0976	0.0202	0.472	(r y Fmsy se reducen linealmente si B < 1/2 Bmsy)
MSY	1.15	0.329	4.03	
Bmsy	1050	6.57	1690	
		2.5th perc.	97.5th perc.	
Biomasa en el último año	4.88	0.247	9.67	
B/Bmsy en el último año	0.455	0.0231	0.901	
Mortalidad por pesca en el último año	0.3	0.151	5.92	

Explotación F/Fmsy	2.93	0.907	1726
--------------------	------	-------	------

Se revisó el comportamiento de las capturas estimadas frente a su punto de referencia MSY, teniendo en cuenta que las capturas de este recurso son bajas los niveles de aprovechamiento estuvieron sobre el MSY, y el tamaño del stock dibuja una presión especialmente visible a partir de 2000, pero la tasas de explotación se disparó hacia los últimos años. (Figura 5-53)

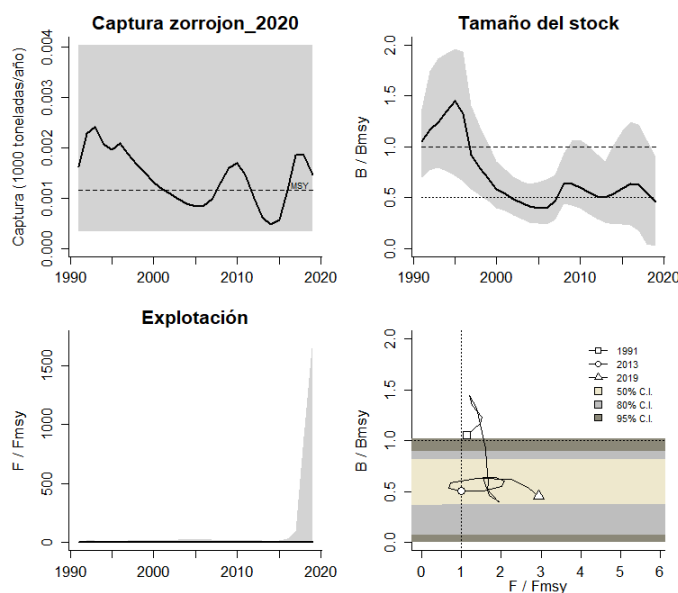


Figura 5-53. Análisis de las pesquerías del tiburón zorro ojón *Alopias superciliosus* en el Caribe colombiano. El panel superior izquierdo muestra el comportamiento de las capturas [curva negra] y la zona gris muestra el nivel de seguridad al 95%. El panel superior derecho muestra la tasa de aprovechamiento de la biomasa frente al RMS. El panel inferior izquierdo muestra la tasa de aprovechamiento frente a al estándar donde $F=F_{msy}$ [línea punteada] y el observado [curva negra] la zona gris es el nivel de seguridad al 95%, el panel inferior derecho muestra el resumen de las tasas relativas de biomasa y las tasas relativas de esfuerzo.

El tamaño del stock relacionado con las biomasa relativa mostró un recurso bajo presión, lo que se vio ratificado por la tasa de explotación que casi siempre estuvo por encima del nivel de referencia, bajo esta visión en la curva de equilibrio presento un 30% de los valores estimados por debajo del nivel del MSY. (Figura 5-54)

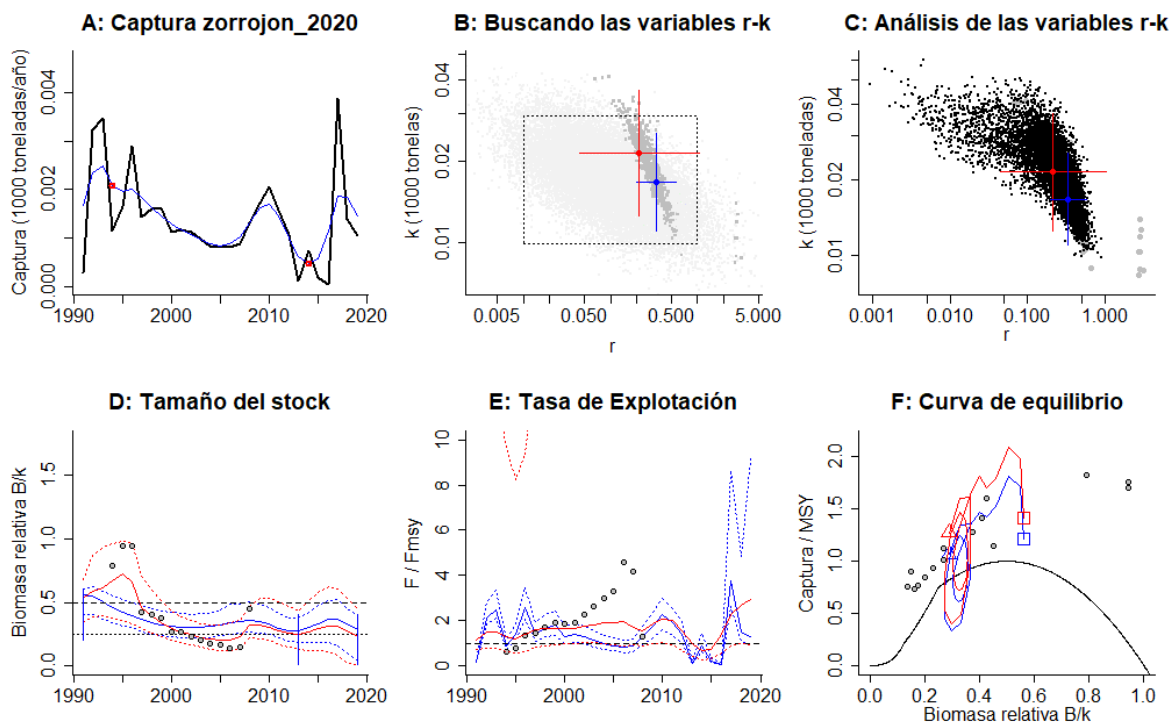


Figura 5-54. Resultados del análisis de las pesquerías tiburón zorro ojón *Alopias superciliosus* para el Caribe Colombiano utilizando los modelos CMSY y CSB. El panel superior izquierdo muestra en negro las series temporales de capturas y en azul el promedio móvil de tres años con indicación de la captura más alta y baja, como se usa en la estimación de la biomasa previa por las reglas predeterminadas. El panel B muestra el espacio de registro de r-k explorado y en gris oscuro los pares de r-k que el modelo CMSY encontró compatibles con las capturas y la información previa. El panel C muestra el par r-k más probable y sus límites de confianza aproximados del 95% en azul. Los puntos negros son posibles pares r-k encontrados por el modelo BMS, con una cruz roja que indica el par r-k más probable y sus límites de confianza del 95%. El panel D muestra los datos de abundancia disponibles en rojo, escalados a la estimación BSM de $B_{msy}=0.5 k$, y en azul la trayectoria de biomasa estimada por CMSY. Las líneas punteadas indican los percentiles 2.5 y 97.5. Las líneas azules verticales indican los rangos de biomasa anteriores. El panel E muestra en rojo la tasa de cosecha [captura / abundancia] escalada a la estimación $r/2$ de BSM, y en azul la tasa de cosecha correspondiente de CMSY. El panel F muestra la curva de equilibrio de Schaefer de captura/RMS en relación con B/k , con sangría en $B/k < 0.25$ para explicar el reclutamiento reducido en tamaños de stock bajos. Los puntos rojos se escalan por estimaciones de BSM y los puntos azules se escalan por estimaciones de CMSY.

Finalmente, la fotografía de lo que se encontró con este estudio fue contrastado con la gráfica de fases probabilísticas de Kobe, en ella se pudo observar que las pesquerías de esta especie pueden entrar en una fase la presión pesquera y que debe revertirse para que el recurso se puede recuperar. (Figura 5-55)

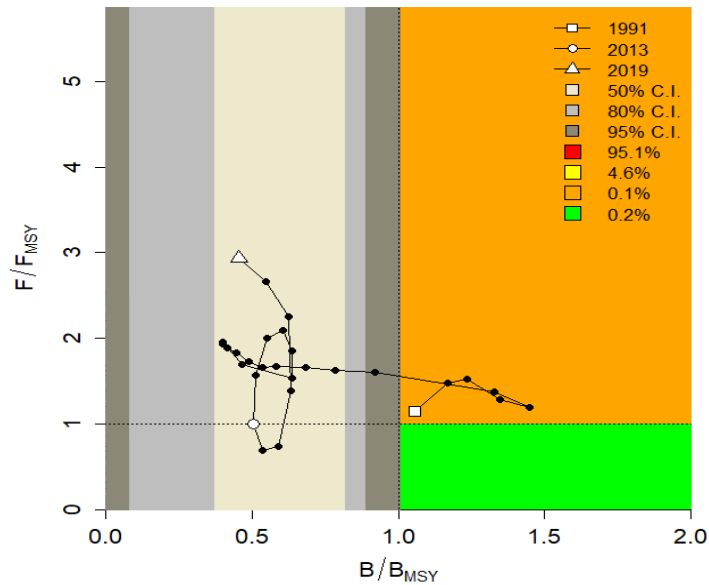


Figura 5-55. Análisis de las pesquerías tiburón zorro ojón *Alopias superciliosus* en el Mar Caribe colombiano, utilizando el gráfico de fases de Kobe.

5.3.1.2 Conclusiones de la pesquería del tiburón zorro ojón

El estudio realizado sobre esta especie demuestra que se encuentra en niveles de sobre explotación y que es muy importante reducir la mortalidad por pesca en un nivel superior a 0.3 año-1, de esta manera y en cerca de 5 años se podría ver resultados adecuados.

A partir de las estimaciones realizadas de la tasa de explotación de 2.93, biomasa relativa de 0.455, la mortalidad por pesca actual de 0.3 año-1, y la mortalidad por pesca en rendimiento máximo sostenible 0.0976 año-1, se propone que el rendimiento máximo sostenible (MSY) para la especie sea un valor de $1.15 \pm (0.329 - 4)$ toneladas.

5.3.2 Pesquerías de tiburón Sedoso (*Carcharhinus falciformis* (Müller & Henle, 1839))



Dibujo: B. Furlan ©

Nombre en inglés: Silky shark

5.3.2.1 Modelos CMSY y BSM para el análisis de las pesquerías

Como los datos de las series de tiempo analizadas aquí fueron estimadas para completar las capturas desde 1991 hasta 2019, como una medida de validación, las dos variables trabajadas fueron revisadas por modelos probabilísticos ambas se ajustaron a estas predicciones; se tuvo algunas variaciones en el proceso, pero el diagnóstico de los residuos del CPUE fue significativo. (Figura 5-56)

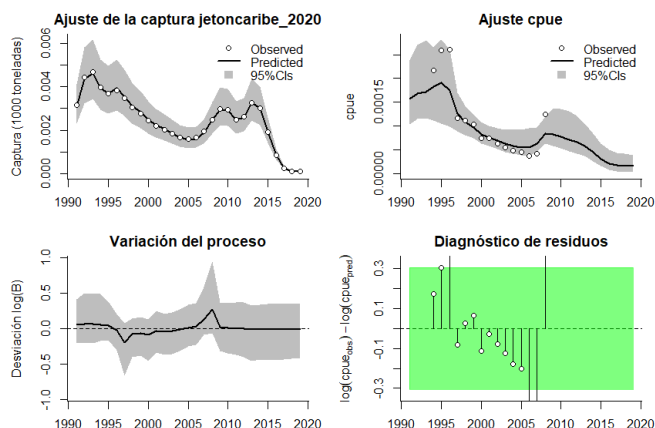


Figura 5-56. Modelación de las pesquerías del tiburón sedoso *Carcharhinus falciformis*. En el panel superior izquierdo muestra el comportamiento de las pesquerías con límites de confianza aproximada ante del 95 %. En el panel superior derecho se muestra el ajuste de los datos de CPUE predichos y observados con una aproximación al 95 % de seguridad [zona gris]; en el panel inferior izquierdo se muestra el comportamiento del modelo estimado con una visión del logaritmo de la biomasa, la zona gris es el nivel de seguridad al 95%, el panel inferior izquierdo es en análisis de los residuos de la evaluación de la CPUE, la zona verde muestra que hay significancia estadística de los residuos frente al comportamiento normal de los mismos.

Para evaluar los puntos de referencia se utilizó la distribución probabilística de las densidades de estos; con el índice PPVR y con el algoritmo CMSY el punto mejor ajustado fue para el MSY, mientras que con el algoritmo BSM el mejor fue el de K; desde otro punto de vista las biomásas relativas con el análisis prior se determinaron que para el 1991 el rango estuvo entre 0.2 a 0.6, para el año de quiebre 0.0 a 0.4, y en 2019 este fue 0.01 a 0.1, que es el más estrecho de todos; el análisis posterior muestra una distribución normal más ajustada al prior en 1991. (Figura 5-57, Figura 5-58)

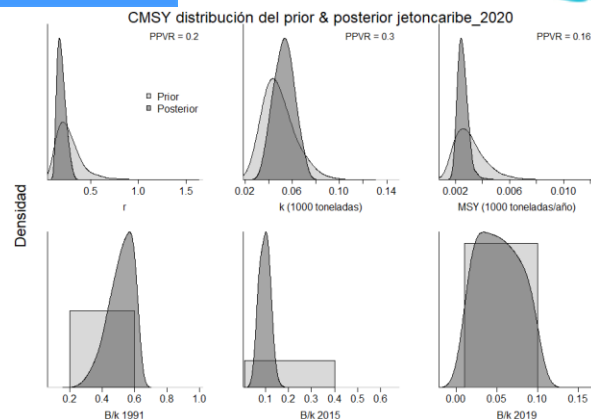


Figura 5-57. Determinación de las zonas de densidad probabilística de los análisis realizados para el tiburón sedoso *Carcharhinus falciformis*, aplicando el modelo CMSY, pre y post de la aplicación de la teoría bayesiana. el panel superior se refiere a los ajustes en cuanto a la tasa intrínseca de crecimiento [r], la capacidad de carga del ecosistema [K], y del rendimiento máximo sostenible [MSY]. En el panel inferior está el estudio muestra los mismos análisis probabilísticos para los años iniciales el medio más bajo y el final.

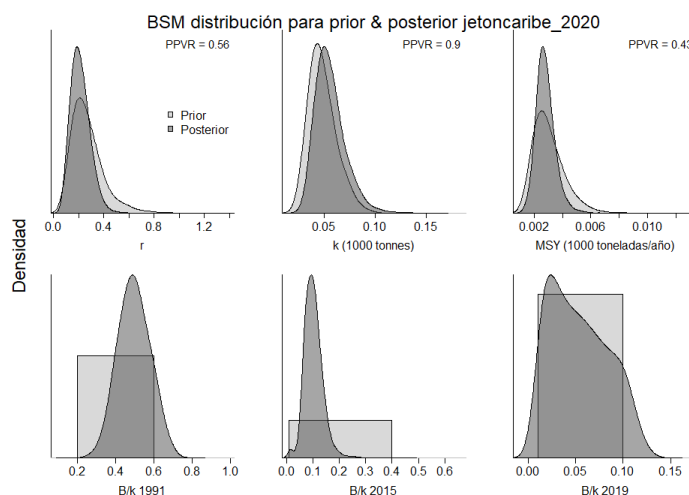


Figura 5-58. Determinación de las zonas de densidad probabilística de los análisis realizados para el tiburón jetón *Carcharhinus falciformis*, aplicando el modelo BSM, pre y post de la aplicación de la teoría bayesiana. el panel superior se refiere a los ajustes en cuanto a la tasa intrínseca de crecimiento [r], la capacidad de carga del ecosistema [K], y del rendimiento máximo sostenible [MSY]. En el panel inferior está el estudio muestra los mismos análisis probabilísticos para los años iniciales el medio más bajo y el final.

Los resultados numéricos aplicados con los dos algoritmos del modelo mostraron homogeneidad en los cálculos del coeficiente r y del MSY que en sí determinan una baja resiliencia de la especie, pero lo más preocupante es los resultados que se obtuvieron con las biomazas relativas esta cataloga estas pesquerías como un nivel de muy fuerte explotación. (Tabla 5-46, Tabla 5-47)

Tabla 5-46. Resultados del CMSY para las pesquerías del tiburón sedoso *Carcharhinus falciformis* para el Mar Caribe colombiano.

Parámetros estimados	Valor	C.I. al 95%	
r	0.21	0.134	0.33
MSY	2.48	1.97	3.46
K	49.3	33.7	72.1
		2.2 th perc.	97.5th perc.
Biomasa relativa en el último año	0.051k	0.0126	0.097
Explotación F/(r/2) en el último año	1.47	0.775	5.99

Tabla 5-47. Resultados de modelo Schaefer de tipo bayesiano [BMS] usando capturas y CPUE para las pesquerías del tiburón sedoso *Carcharhinus falciformis* en el Mar Caribe colombiano.

Parámetros estimados		Límite inferior	Límite superior
q	0.00591	0.00378	0.00923
		95 % CI	
r	0.202	0.0993	0.409
k	54.3	33.1	89.3
MSY			
		2.5th perc.	97.5th perc.
Biomasa relativa para el último año	0.0503k	0.0119	0.112
Explotación F/(r/2) en el último año	1.85	0.33	34.3
r -k log correlación =		-0.762	

Como una herramienta de manejo se hicieron cálculos sobre la mortalidad por pesca en el punto de referencia MSY el cual mostro que ya se pasaron los límites de sustentabilidad y que el reclutamiento de la especie no puede sostener los niveles del MSY con una tasas de explotación alto (Tabla 5-48).

Tabla 5-48. Estimación de los puntos de referencia para la toma de decisiones en el manejo de tiburón sedoso *Carcharhinus falciformis* en el Caribe colombiano.

Parámetros	valor	95 % CI			Decisión
Fmsy	0.101	0.0496	0.205	(si B > 1/2 Bmsy cuando Fmsy = 0.5r)	0.0203
Fmsy	0.0203	0.00999	0.0412	(r y Fmsy se reducen linealmente si B < 1/2 Bmsy)	
MSY	2.74	1.73	4.34		
Bmsy	27.2	16	44.6		
		2.5th perc.	97.5th perc.		
Biomasa en el último año	2.73	0.648	6.08		
B/Bmsy en el último año	0.101	0.0239	0.224		

Mortalidad por pesca en el último año	0.0371	0.0167	0.157
Explotación F/Fmsy	1.85	0.33	34.3

La evaluación del tamaño del stock presento una zona critica que se evidencio hacia 2005 y que está llegando a los niveles más bajos, estos resultados se ven ratificados por la tasa de explotación que ha sido muy intensa en casi todos los años, de tal manera que al construir la curva de equilibrio se estableció que el 50 % de los valores estimados estuvieron por debajo del MSY (Figura 5-59).

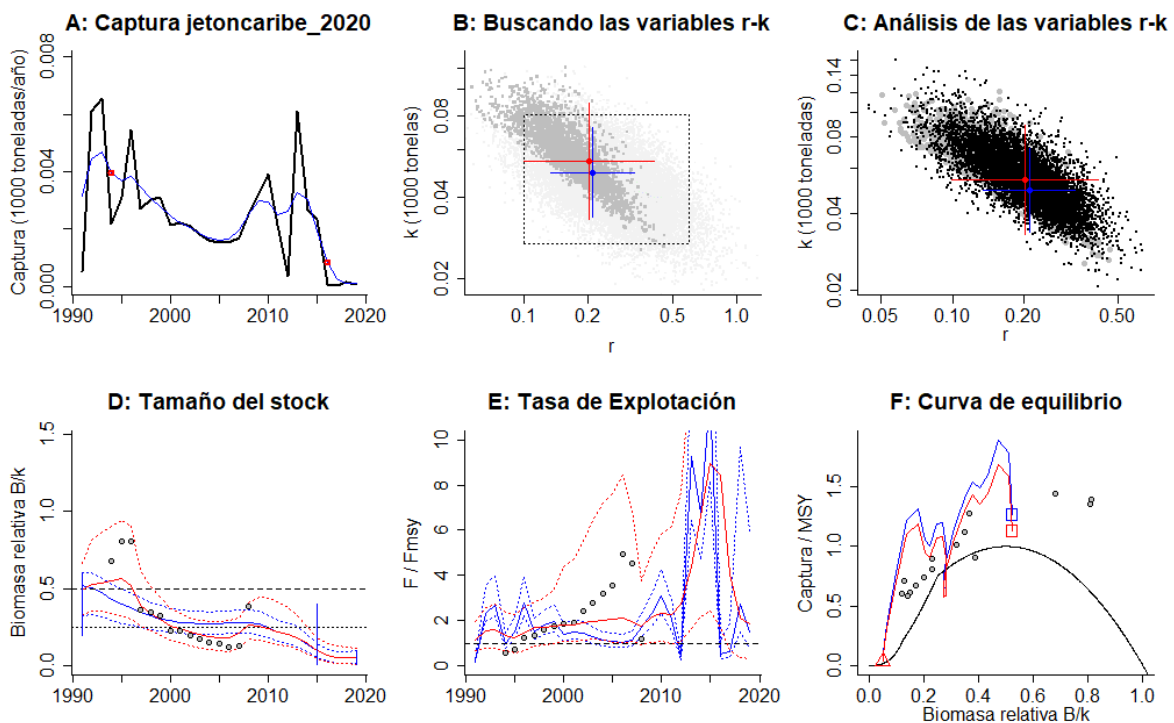


Figura 5-59. Resultados del análisis de las pesquerías tiburón sedoso *Carcharhinus falciformis* para el Caribe Colombiano utilizando los modelos CMSY y CSB. El panel superior izquierdo muestra en negro las series temporales de capturas y en azul el promedio móvil de tres años con indicación de la captura más alta y baja, como se usa en la estimación de la biomasa previa por las reglas predeterminadas. El panel B muestra el espacio de registro de r-k explorado y en gris oscuro los pares de r-k que el modelo CMSY encontró compatibles con las capturas y la información previa. El panel C muestra el par r-k más probable y sus límites de confianza aproximados del 95% en azul. Los puntos negros son posibles pares r-k encontrados por el modelo BMS, con una cruz roja que indica el par r-k más probable y sus límites de confianza del 95%. El panel D muestra los datos de abundancia disponibles en rojo, escalados a la estimación BSM de $B_{msy}=0.5 k$, y en azul la trayectoria de biomasa estimada por CMSY. Las líneas punteadas indican los percentiles 2.5 y 97.5. Las líneas azules verticales indican los rangos de biomasa anteriores. El panel E muestra en rojo la tasa de cosecha [captura / abundancia] escalada a la estimación $r/2$ de BSM, y en azul la tasa de cosecha correspondiente de CMSY. El panel F muestra la curva de equilibrio de Schaefer de captura/RMS en relación con B/k, con sangría en $B/k < 0.25$ para explicar el reclutamiento reducido en tamaños de stock bajos. Los puntos rojos se escalan por estimaciones de BSM y los puntos azules se escalan por estimaciones de CMSY.

De otra parte, se evaluaron las capturas estimadas frente al punto de referencia de MSY, se determinó que hasta el 2010, luego el sistema se viene al piso; por lo tanto, cuando se analizó

el tamaño del stock los resultados fueron similares ratificando que después del 2000 las biomazas están muy por debajo del límite de alarma (proxi 0.5B), de tal manera que la tasa de explotación esta, en los últimos años muy alta en especial 2015. (Figura 5-60)

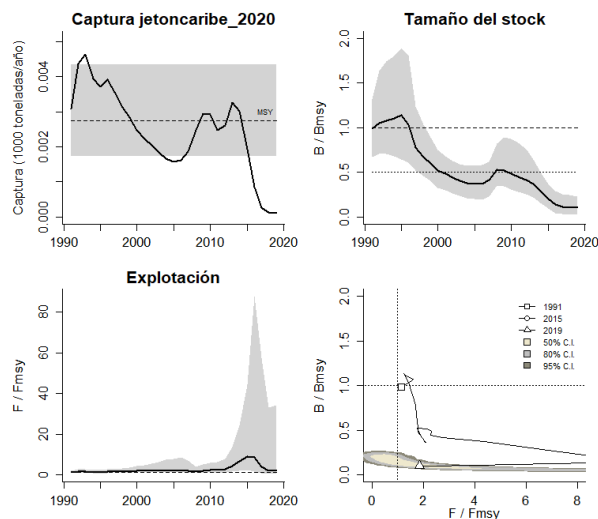


Figura 5-60. Análisis de las pesquerías del tiburón sedoso *Carcharhinus falciformis* en el Caribe colombiano. El panel superior izquierdo muestra el comportamiento de las capturas [curva negra] y la zona gris muestra el nivel de seguridad al 95%. El panel superior derecho muestra la tasa de aprovechamiento de la biomasa frente al RMS. El panel inferior izquierdo muestra la tasa de aprovechamiento frente a al estándar donde $F=F_{msy}$ [línea punteada] y el observado [curva negra] la zona gris es el nivel de seguridad al 95%, el panel inferior derecho muestra el resumen de las tasas relativas de biomazas y las tasas relativas de esfuerzo.

El diagnóstico final sobre el estado de salud de la especie se efectuó con la utilización del grafico de fases probabilísticas de Kobe, mostro un recurso con uno pocos años iniciales en el nivel de aprovechamiento en el MSY luego toda la pesquería entre en crisis; preocupa el hecho de que los últimos años los valores están reclinados en la parte izquierda del gráfico indicando que ya se sobrepasó el nivel donde el reclutamiento puede sostener el MSY. (Figura 5-61)

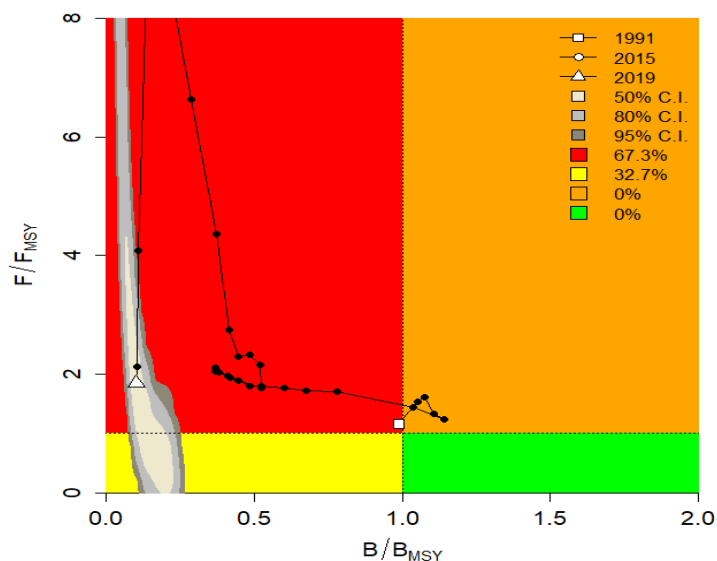


Figura 5-61. Análisis de las pesquerías del tiburón sedoso *Carcharhinus falciformis* en el Mar Caribe colombiano, utilizando el gráfico de fases de Kobe.

5.3.2.2 Conclusiones sobre la pesquería del tiburón sedoso

Este es un recurso que está en altos niveles de explotación, por lo tanto, como una medida de manejo se debe bajar la mortalidad por pesca por lo menos al 0.101 año⁻¹, que es el valor indicativo que mostraría algún tipo de recuperación que puede evaluarse entre 4 o 5 años después.

A partir de las estimaciones realizadas de la tasa de explotación de 1.85, biomasa relativa de 0.101, la mortalidad por pesca actual de 0.0371 año⁻¹, y la mortalidad por pesca en rendimiento máximo sostenible 0.0203 año⁻¹, se propone que el rendimiento máximo sostenible (MSY) para la especie sea un valor de 2.74 ± (1.73 - 4.34) toneladas.

5.3.3 Pesquerías del tiburón toro (*Carcharhinus leucas* (Müller & Henle, 1839))



J.E. Randall ©.

Nombre en inglés: Bull shark

5.3.3.1 Modelos CMSY y BSM para el análisis de las pesquerías del tiburón toro

Tanto la variable captura como CPUE, estimadas para este recurso fueron sometidas a una evaluación de modelos predictivos para observar su comportamiento, ambas reaccionaron positivamente, de igual manera los valores de la biomasa estuvieron ajustados, con algunas pequeñas desavenencias, al límite de referencia, y definitivamente el diagnóstico de los residuos de las CPUE estuvieron estadísticamente significativos lo que le dio solidez al desarrollo del modelo. (Figura 5-62)

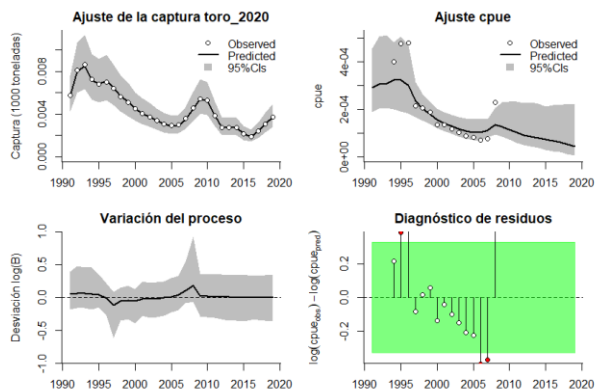


Figura 5-62. Modelación de las pesquerías del tiburón toro *Carcharhinus leucas*. En el panel superior izquierdo muestra el comportamiento de las pesquerías con límites de confianza aproximada ante del 95 %. En el panel superior derecho se muestra el ajuste de los datos de CPUE predichos y observados con una aproximación al 95 % de seguridad [zona gris]; en el panel inferior izquierdo se muestra el comportamiento del modelo estimado con una visión del logaritmo de la biomasa, la zona gris es el nivel de seguridad al 95%, el panel inferior izquierdo es en análisis de los residuos de la evaluación de la CPUE, la zona en rojo muestra que hay algunas diferencias de estos residuos frente al comportamiento normal de los mismos.

La siguiente actuación fue estudiar las condiciones de operación de los puntos de referencia con análisis prior y posterior de los algoritmos CMSY y BSM, con el primero el índice PPVR presento idénticos resultados para el coeficiente r y para el MSY, con el segundo hubo una ligera preferencia por el coeficiente r; las variaciones de las densidades de la biomasa relativa y con el diseño prior estuvo para 1991 entre 0.2 a 0.6, luego en el año de quiebre 2015 estas fueron 0.0 a 0.4, y para el 2019 0.01 a 0.4, los efectos del modelo bajo el direccionamiento posterior presentaron diferencias en todos los años donde los ajustes más del tipo de distribución normal fueron para 1991, con el algoritmo CMSY y 2015 con el BSM. (Figura 5-63, Figura 5-64)

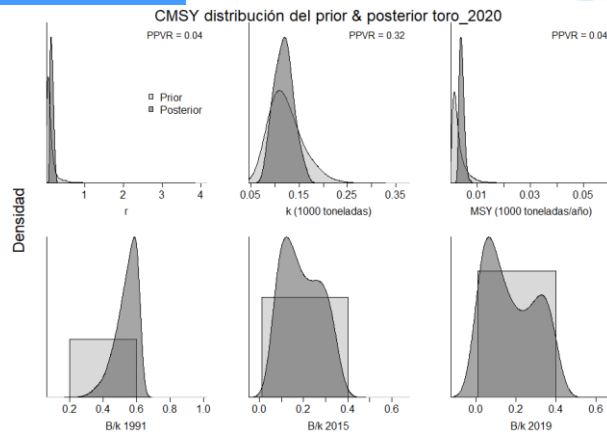


Figura 5-63. Determinación de las zonas de densidad probabilística de los análisis realizados para el tiburón toro *Carcharhinus leucas*, aplicando el modelo CMSY, pre y post de la aplicación de la teoría bayesiana. el panel superior se refiere a los ajustes en cuanto a la tasa intrínseca de crecimiento [r], la capacidad de carga del ecosistema [K], y del rendimiento máximo sostenible [MSY]. En el panel inferior está el estudio muestra los mismos análisis probabilísticos para los años iniciales el medio más bajo y el final.

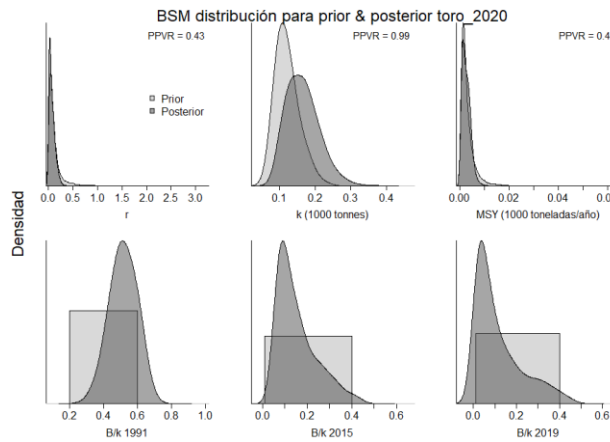


Figura 5-64. Determinación de las zonas de densidad probabilística de los análisis realizados para el tiburón toro *Carcharhinus leucas*, aplicando el modelo BSM, pre y post de la aplicación de la teoría bayesiana. el panel superior se refiere a los ajustes en cuanto a la tasa intrínseca de crecimiento [r], la capacidad de carga del ecosistema [K], y del rendimiento máximo sostenible [MSY]. En el panel inferior está el estudio muestra los mismos análisis probabilísticos para los años iniciales el medio más bajo y el final.

Los primeros resultados sobre el estado de salud del recurso se presentaron con la utilización de los algoritmos CMSY y BSM, ambos fueron diferentes en la evaluación de los coeficientes r y el MSY, pero ambos mostraron que el recurso tiene una baja resiliencia, en lo que si concuerdan los resultados fue en la determinación de los niveles de las biomásas relativas estos indicaron que el recurso está en alarma con explotación muy fuerte. (Tabla 5-49, Tabla 5-50)

Tabla 5-49. Resultados del CMSY para las pesquerías del tiburón toro *Carcharhinus leucas* para el Mar Caribe colombiano.

Parámetros estimados	Valor	C.I. al 95%	
r	0.149	0.0854	0.261
MSY	4.02	2.86	6.18
K	114	77.2	167
		2.2 th perc.	97.5th perc.
Biomasa relativa en el último año	0.151k	0.014	0.39
Explotación $F/(r/2)$ en el último año	6.38	2.47	68.8

Tabla 5-50. Resultados de modelo Schaefer de tipo bayesiano [BMS] usando capturas y CPUE para las pesquerías del tiburón toro *Carcharhinus leucas* en el Mar Caribe colombiano.

Parámetros estimados		Límite inferior	Límite superior
q	0.00359	0.00212	0.0061
		95 % CI	
r	0.0487	0.00716	0.331
k	159	92.8	274
MSY			
		2.5th perc.	97.5th perc.
Biomasa relativa para el último año	0.075k	0.0113	0.394
Explotación $F/(r/2)$ en el último año	44.5	1.03	3704
r -k log correlación =		-0.742	

Con esta información se contó con datos para realizar un cálculo que sirva como herramienta de administración; el primer resultado sobresaliente es que con la mortalidad por pesca calculada presentó que de los valores calculados el efectivo es el más bajo que indicó que las pesquerías afectan la capacidad de reclutamiento capaz de sostener el MSY, igualmente y aunque la mortalidad por pesca del último año (2019) fue ligeramente superior a los estimados para los MSY no son los ideales, igualmente la biomasa relativa fue muy baja. (Tabla 5-51)

Las capturas estimadas mostraron una tendencia hacia el declive y la medición del tamaño del stock mostró biomasa relativa que a partir del 2005 entraron en niveles críticos, por lo tanto, la tasa de explotación arrojó resultados por encima del nivel de referencia, al construir la curva de equilibrio la trayectoria de las tasas de captura/MSY tuvieron tendencias hacia la izquierda que es el posicionamiento más peligroso. (Figura 5-65)

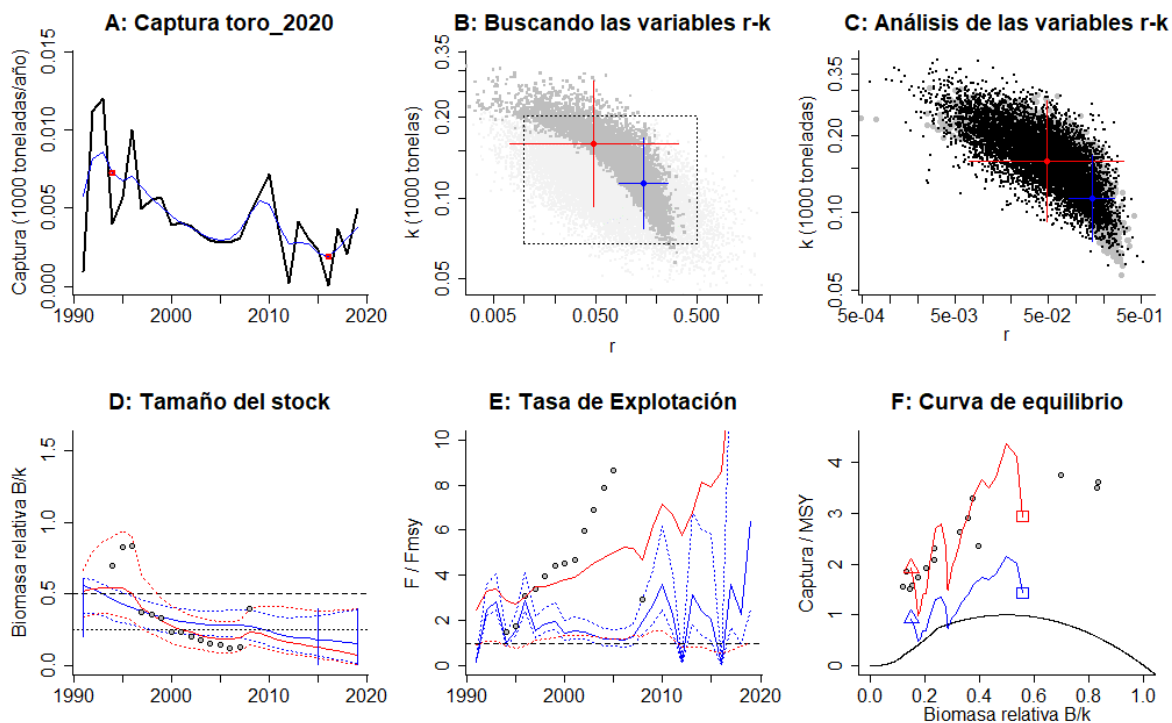


Figura 5-65. Resultados del análisis de las pesquerías del tiburón toro *Carcharhinus leucas* para el Caribe Colombiano utilizando los modelos CMSY y CSB. El panel superior izquierdo muestra en negro las series temporales de capturas y en azul el promedio móvil de tres años con indicación de la captura más alta y baja, como se usa en la estimación de la biomasa previa por las reglas predeterminadas. El panel B muestra el espacio de registro de r-k explorado y en gris oscuro los pares de r-k que el modelo CMSY encontró compatibles con las capturas y la información previa. El panel C muestra el par r-k más probable y sus límites de confianza aproximados del 95% en azul. Los puntos negros son posibles pares r-k encontrados por el modelo BMS, con una cruz roja que indica el par r-k más probable y sus límites de confianza del 95%. El panel D muestra los datos de abundancia disponibles en rojo, escalados a la estimación BSM de $B_{msy}=0.5 k$, y en azul la trayectoria de biomasa estimada por CMSY. Las líneas punteadas indican los percentiles 2.5 y 97.5. Las líneas azules verticales indican los rangos de biomasa anteriores. El panel E muestra en rojo la tasa de cosecha [captura / abundancia] escalada a la estimación $r/2$ de BSM, y en azul la tasa de cosecha correspondiente de CMSY. El panel F muestra la curva de equilibrio de Schaefer de captura/RMSY en relación con B/k , con sangría en $B/k < 0.25$ para explicar el reclutamiento reducido en tamaños de stock bajos. Los puntos rojos se escalan por estimaciones de BSM y los puntos azules se escalan por estimaciones de CMSY.

Un diagnóstico interesante es el de registrar el comportamiento de las capturas frente al MSY, éstas siempre estuvieron por encima del valor de referencia que aparentemente es bueno, pero cuando se revisó el tamaño del stock frente a las biomasa relativas se detectó que desde le 2000 ya se cruzaron las fronteras de referencia que hacen del sistema un estado poblacional insostenible; esto se verifico estudiando la tasa de explotación (F/F_{msy}) que igualmente se disparó desde 2000. (Figura 5-66)

Tabla 5-51. Estimación de los puntos de referencia para la toma de decisiones en el manejo de tiburón toro *Carcharhinus leucas* en el Caribe colombiano.

Parámetros	valor	95 % CI		Decisión
Fmsy	0.0243	0.00358	0.165	(si $B > 1/2 B_{msy}$ cuando $F_{msy} = 0.5r$)
Fmsy	0.0073	0.00107	0.0496	(r y Fmsy se reducen linealmente si $B < 1/2 B_{msy}$)
MSY	1.94	0.409	9.21	
Bmsy	79.7	46.4	137	
		2.5th perc.	97.5th perc.	
Biomasa en el último año	12	1.81	62.8	
B/Bmsy en el último año	0.15	0.0226	0.788	
Mortalidad por pesca en el último año	0.0594	2.07		
Explotación F/Fmsy	44.5	1.03	3704	

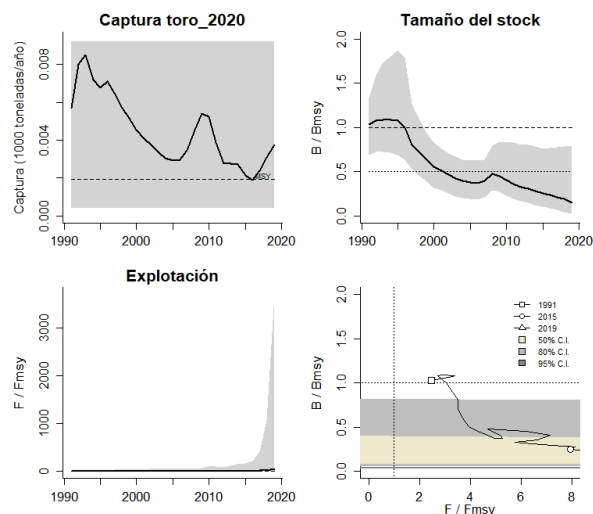


Figura 5-66. Análisis de las pesquerías del tiburón toro *Carcharhinus leucas* en el Caribe colombiano. El panel superior izquierdo muestra el comportamiento de las capturas [curva negra] y la zona gris muestra el nivel de seguridad al 95%. El panel superior derecho muestra la tasa de aprovechamiento de la biomasa frente al RMS. El panel inferior izquierdo muestra la tasa de aprovechamiento frente a al estándar donde $F=F_{msy}$ [línea punteada] y el observado [curva negra] la zona gris es el nivel de seguridad al 95%, el panel inferior derecho muestra el resumen de las tasas relativas de biomazas y las tasas relativas de esfuerzo.

Finalmente, y como una ayuda de la determinación del estado de salud del recurso se construyó un gráfico de fases probabilísticas de Kobe, se estableció que las pesquerías partieron de un estado poblacional de máxima explotación hasta llegar a niveles muy críticos que inclusive se escapan a la dimisión del espacio cartesiano de probabilidades que concluye que con un 97.8% de probabilidades el año 2019 este en este aspecto crítico. (Figura 5-67)

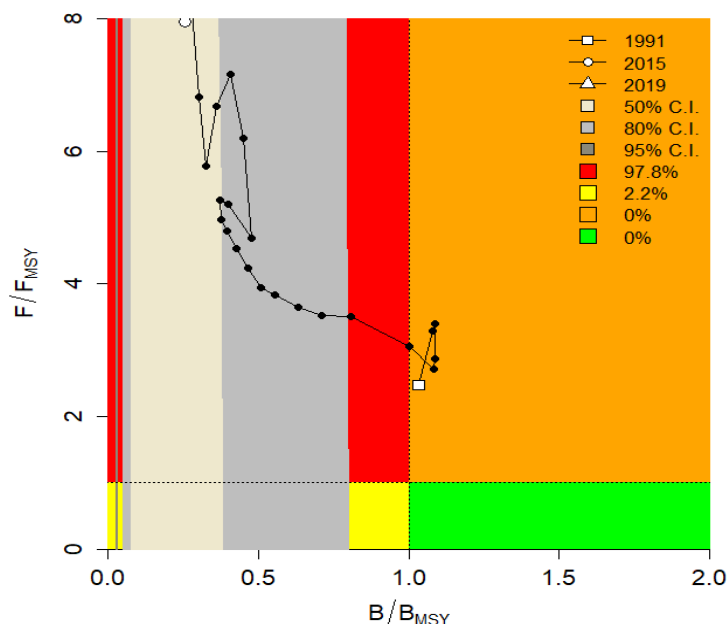


Figura 5-67. Análisis de las pesquerías del toro *Carcharhinus leucas* en el Mar Caribe colombiano, utilizando el gráfico de fases de Kobe.

5.3.3.2 Conclusiones de las pesquerías de tiburón toro

Este es uno de los recursos que se encuentra en altos niveles de aprovechamiento o se están en sobrepesca muy fuerte por lo que las medidas de ordenación pesquera deben estar enfocadas hacia la recuperación de la mortalidad por pesca por lo menos en un valor de 0.1 año⁻¹, y con una tasa de biomasa relativa superior a 0.2 que en 3 años debería mostrar niveles de recuperación.

A partir de las estimaciones realizadas de la tasa de explotación de 44.5, biomasa relativa de 0.15, la mortalidad por pesca actual de 0.0594 año⁻¹, y la mortalidad por pesca en rendimiento máximo sostenible 0.0073 año⁻¹, se propone que el rendimiento máximo sostenible (MSY) para la especie sea un valor de 1.94 ± (0.409 – 9.21) toneladas.

5.4 Consideraciones generales

A continuación, se presenta un cuadro resumen con la información ya analizadas y con las respuestas de los análisis realizados con otras especies que por tiempo y espacio no fueron detalladas, pero que a la luz de lo ya descrito pueden, fácilmente dar una idea clara del estado de salud de estos.

En general el cuadro presenta dos dimensiones que son los modelos utilizado antes del 2019 y los dos modelos que se ejecutaron con las bases de datos recopiladas hasta en 2019; los

colores reflejan el estado del recurso sienta verde niveles muy altos de conservación, amarillo para los recursos que están en un nivel aceptable, naranja para aquellos que, aunque en un nivel crítico se podrían recuperar con medidas de administración, rojo para aquellos cuya situación es grave.

De manera general se concluyó que las pesquerías de caribe no pasan por su mejor momento y las medidas de recuperación implican un gran esfuerzo operativo logístico y financiero.

Capítulo VI

6. Resultado de la modelación de las pesquerías de peces ornamentales

Aunque no se cuenta con información precisa de las capturas que se realizan sobre los recursos ornamentales, para la aplicación del modelo CMSY se requiere de una serie histórica no inferior a 9 años; por lo anterior se realizó un ensayo con la información de las bases de datos disponibles del INPA, INCODER y SEPEC, y con esta información se construyó una serie con la que se pudo aproximar de alguna forma a la situación de estas pesquerías, que de por sí son las únicas que actualmente tienen cuotas en la parte continental.

De tal forma se dispuso aplicar el modelo en las especies objeto de estudio de la investigación realizada por FUNINDES en 2015 las cuales han servido de herramienta para estimar las cuotas de pesca.

6.1 Especies de peces

6.1.1 Pesquerías de la coridora (*Corydoras axelrodi* Rössel, 1962)



Foto: Armando Ortega © (FUNINDES)

Ajiaco-Martinez et al (2012) menciona la especie en el diagnóstico de la pesca ornamental en Colombia, Barreto et al (2015) evaluaron los parámetros de la biología pesquera de esta especie estableciendo TMC, TMM, distribución de frecuencias de talla, relación longitud-peso, entre otros., Ortega. Lara et al (2015) describieron la dinámica de las pesquerías de peces ornamentales en los principales lugares donde estas se realizan, en los cuales se puede identificar la especie, Ortega- Lara (2015) además la incluyó en su guía visual de peces ornamentales.

6.1.1.1 Modelos CMSY y BSM para el análisis de las pesquerías de las corredoras

La estimación de las capturas de esta especie presenta una tendencia hacia la disminución, por lo que al realizar una evaluación de las tasas de biomasa relativa presenta un año inicial 1991 con un rango entre 0.2 a 0.6 luego en el año de quiebre 2015 estas bajaron con un nivel entre 0.01 a 0.4 y para el 2019 se estrechó aún más entre 0.01 a 0.2, estos niveles están desde el 2015 por debajo del límite de sostenibilidad; la tasa de aprovechamiento estuvo por encima hasta el 2015 allí ha tenido alguna recuperación y se ha mantenido por debajo de estos

estándares. La curva de equilibrio mostró que casi todos los datos de las tasas de equilibrio (captura/MSY) fueron inferiores al 0.4 que es la referencia de equilibrio (Figura 6-1).

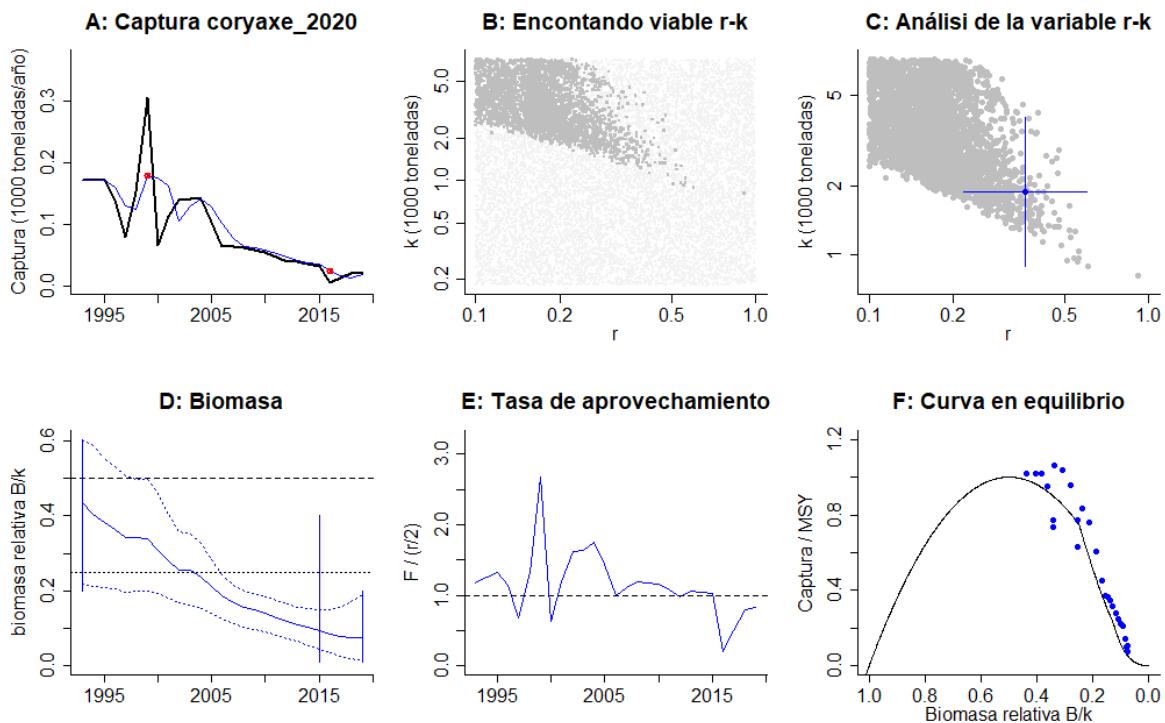


Figura 6-1. Resultados del análisis de las pesquerías del *Corydorax axelrodi* utilizando los modelos CMSY. El panel superior izquierdo muestra en negro las series temporales de capturas y en azul el promedio móvil de tres años con indicación de la captura más alta y baja, como se usa en la estimación de la biomasa previa por las reglas predeterminadas. El panel B muestra el espacio de registro de r-k explorado y en gris oscuro los pares de r-k que el modelo CMSY encontró compatibles con las capturas y la información previa. El panel C muestra el par r-k más probable y sus límites de confianza aproximados del 95% en azul. El panel D muestra los datos de abundancia disponibles en rojo, escalados a la estimación BSM de $B_{msy} = 0.5 k$. Las líneas punteadas indican los percentiles 2.5 y 97.5. Las líneas azules verticales indican los rangos de biomasa anteriores. El panel E en azul la tasa de cosecha correspondiente de CMSY. El panel F muestra la curva de equilibrio de Schaefer de captura /RMS en relación con B/k , con sangría en $B/k < 0.25$ para explicar el reclutamiento reducido en tamaños de stock bajos. Los puntos rojos se escalan por estimaciones de BSM.

El estudio mostró que con los resultados del coeficiente r la especie se puede catalogar como de baja resiliencia y con una tasa de biomasa relativa bastante bajas, aunque para el último año la tasa de explotación (F/F_{msy}) estuvo bastante alta, por lo anterior como mediana de manejo es recomendable sostener una mortalidad por pesca que este en el tope de F_{msy} (0.18 año⁻¹). (¡Error! La autoreferencia al marcador no es válida., Tabla 6-2)

Tabla 6-1. Resultados del CMSY para las pesquerías del *Corydorax axelrodi*.

		CL 95 %		K	CL 95 %	
R	0.361	0.218	0.598	1.87	0.881	3.98
MSY	0.169	0.0857	0.333			
		2.5th perc	97.5th perc.			
Biomasa relativa último año	0.0759	0.0131	0.19			

F/(r/2) último año	0.82				
--------------------	------	--	--	--	--

Tabla 6-2. Estimación de los puntos de referencia para la toma de decisiones en el manejo del *Corydoras axelrodi*.

		CL 95 %	
Fmsy	0.18	0.109	0.299
Fmsy	0.0547	0.033	0.0907
MSY	71,012	36,010	139,922
		2.5th perc	97.5th perc.
Bmsy	2.5	1.11	5.6
Biomasa último año	0.356	0.0663	0.96
B/Bmsy	0.145	0.0565	0.385
Mortalidad por pesca último año	0.165	0.0625	0.905
Explotación F/Fmsy	2.91	1.1	15.9

Dentro de esta evaluación se hizo una aproximación del comportamiento de las capturas frente a su indicador de punto de referencia MSY y se determinó que el recurso fue sostenible hasta el 2005, a partir de allí tanto las capturas como las biomasa relativas disminuyeron sensiblemente, por lo tanto, la tasa de aprovechamiento F/F_{msy} siempre estuvo por encima de los niveles de referencia. (Figura 6-2)

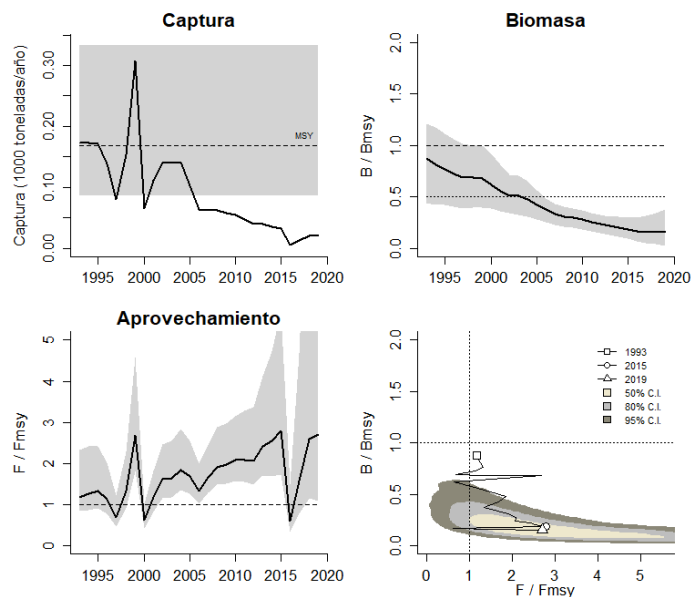


Figura 6-2. Análisis de las pesquerías de *Corydoras axelrodi*. El panel superior izquierdo muestra el comportamiento de las capturas [curva negra] y la zona gris muestra el nivel de seguridad al 95%. El panel superior derecho muestra la tasa de aprovechamiento de la biomasa frente al RMS. El panel inferior izquierdo muestra la tasa de aprovechamiento frente a al estándar donde $F=F_{msy}$ [línea punteada] y el observado [curva negra] la zona gris es el

nivel de seguridad al 95%, el panel inferior derecho muestra el resumen de las tasas relativas de biomazas y las tasas relativas de esfuerzo.

Finalmente, como una revisión general del estado de salud de la especie se construyó un gráfico de probabilidad del tipo Kobe que muestra cómo se desarrolló la serie histórica de las capturas, se mostró que durante las mismas el recurso empezó siendo muy presionado, pero luego tuvo unos años en zona de recuperación, aunque nuevamente está en nivel crítico. (Figura 6-3)

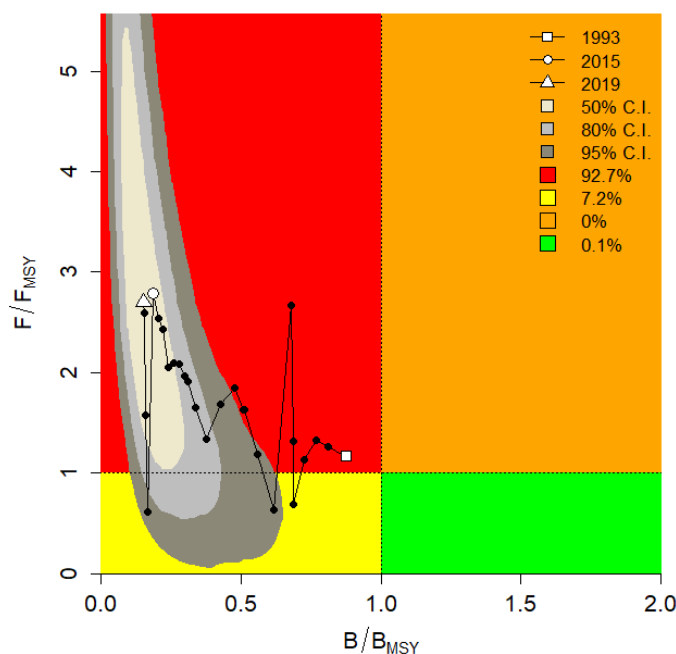


Figura 6-3. Análisis de las pesquerías de *Corydoras axelrodi*, utilizando el gráfico de fases de Kobe.

6.1.1.2 Conclusiones sobre las pesquerías de coridora

De manera preliminar el recurso puede estar en fase crítica, por lo que se sugieren dos alternativas mantener la cuota establecida en la anterior vigencia o reducirla al nivel inferior del valor de la estimación de MSY el cual corresponde a 36000 individuos. Se debe tener en cuenta que estas pesquerías funcionan por la demanda comercial más que por la oferta natural, lo que puede influir en los cálculos que se realizan sobre sus capturas.

Las exportaciones de esta especie para la vigencia 2019 muestran un aprovechamiento del 81% y con corte junio del 2020 un 24%, este recurso de acuerdo con el modelo realizado se encuentra en una fase crítica como ya se mencionó, sin embargo, los registros de su aprovechamiento no superan la cuota establecida, por lo que se propone mantener la cuota para la vigencia 2021.

6.1.2 Pesquerías del cardenal (*Paracheirodon axelrodi* (Schultz, 1956)).



Foto: Armando Ortega© (FUNINDES)

Nombre en inglés: Cardinal tetra

Ajiaco-Martinez et al (2012) mencionan la especie en el diagnóstico de la pesca ornamental en Colombia, Barreto et al (2015) evaluaron los parámetros de la biología pesquera de esta especie estableciendo TMC, TMM, distribución de frecuencias de talla, relación longitud-peso, entre otros., Ortega. Lara et al (2015) describieron la dinámica de las pesquerías de peces ornamentales en los principales lugares donde estas se realizan, en los cuales se puede identificar la especie, Ortega- Lara (2016) además la incluyó en su guía visual de peces ornamentales.

6.1.2.1 Modelos CMSY y BSM para el análisis de las pesquerías para el cardenal

De los datos estimados de las capturas de esta especie se encontró que presentan un comportamiento parabólico con su nivel máximo en 2005, es decir que las biomásas relativas estuvieron bien hasta ese año, a partir de 1991 hay un decaimiento presentando un rango entre 0.4 a 0.8, el año de quiebre es 2015 con rangos de 0.01 a 0.4 y para el 2019 entre 0.01 a 0.21; la tasa de aprovechamiento muestra como este recurso empezó normal y luego pasa a niveles por encima del estándar para posteriormente en los últimos años fluctuar alrededor de este último rango, la curva de captura muestra que en su mayoría las tasas de rendimiento estuvieron por encima del MSY. (Figura 6-4)

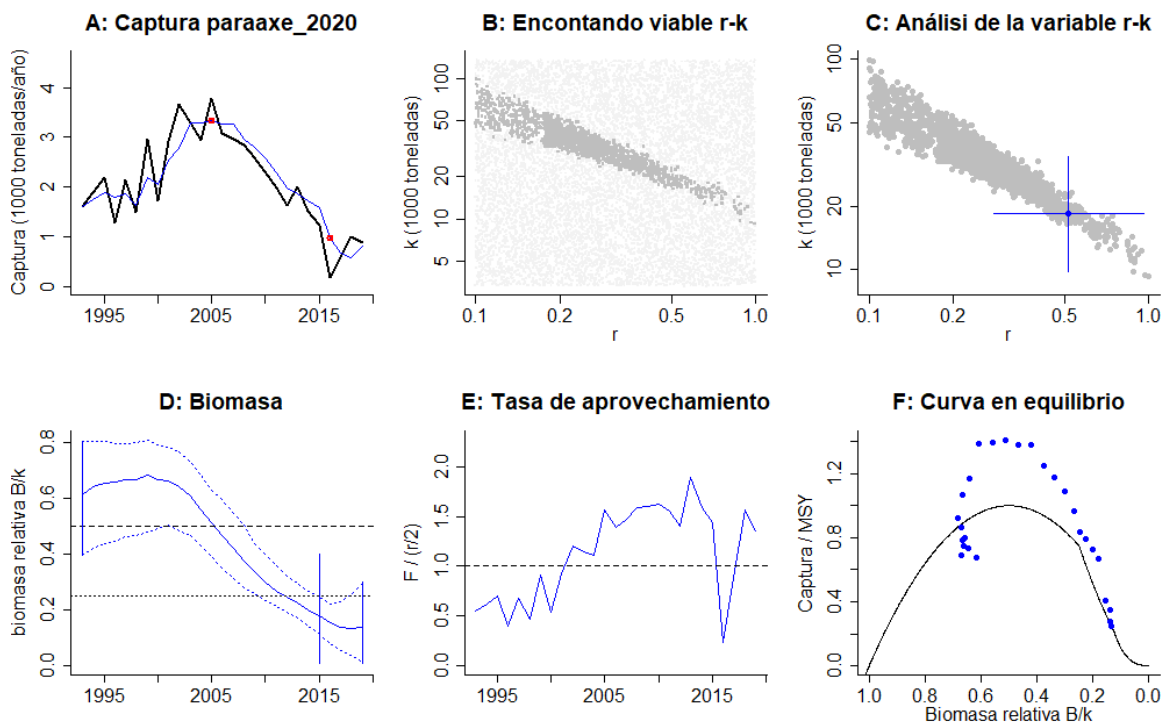


Figura 6-4. Resultados del análisis de las pesquerías de *Paracheirodon axelrodi* utilizando los modelos CMSY. El panel superior izquierdo muestra en negro las series temporales de capturas y en azul el promedio móvil de tres años con indicación de la captura más alta y baja, como se usa en la estimación de la biomasa previa por las reglas predeterminadas. El panel B muestra el espacio de registro de r-k explorado y en gris oscuro los pares de r-k que el modelo CMSY encontró compatibles con las capturas y la información previa. El panel C muestra el par r-k más probable y sus límites de confianza aproximados del 95% en azul. El panel D muestra los datos de abundancia disponibles en rojo, escalados a la estimación BSM de $B_{msy} = 0.5 k$. Las líneas punteadas indican los percentiles 2.5 y 97.5. Las líneas azules verticales indican los rangos de biomasa anteriores. El panel E en azul muestra la tasa de cosecha correspondiente de CMSY. El panel F muestra la curva de equilibrio de Schaefer de captura /RMS en relación con B/k , con sangría en $B/k < 0.25$ para explicar el reclutamiento reducido en tamaños de stock bajos. Los puntos rojos se escalan por estimaciones de BSM.

Los análisis efectuados con el modelo muestran con los resultados puntuales del coeficiente r que este recurso es de resiliencia media; las tasas de biomasa relativa son bajas y la mortalidad por pesca en F_{msy} están por debajo del último año estudiado, mostrando una ligera recuperación. (Tabla 6-43; **Error! La autoreferencia al marcador no es válida.**, Tabla 6-4)

Tabla 6-3. Resultados del CMSY para las pesquerías de *Paracheirodon axelrodi*

		CL 95 %		k	CL 95 %	
R	0.517	0.279	0.956	18.3	9.78	34.4
MSY	2.37	1.92	2.92			
Biomasa relativa último año explotación	0.137 de k	0.0148	0.295			
$F/(r/2)$ último año	1.35					

Tabla 6-4. Estimación de los puntos de referencia para la toma de decisiones en el manejo de *Paracheirodon axelrodi*

		CL 95 %	
Fmsy	0.258	0.14	0.478
Fmsy	0.142	0.0765	0.262
MSY	5,698,689	4,616,660	7,021,170
Bmsy	9.17	4.89	17.2
		2.5th perc	97.5th perc.
Biomasa último año	2.51	0.271	5.41
B/Bmsy el último año	0.274	0.0296	0.589
Mortalidad por pesca último año	0.349	0.162	3.24
Explotación F/Fmsy	2.47	1.15	22.8

El ejercicio presenta un análisis de las capturas frente a su punto de referencia en dos periodos, uno inicial de ascenso hasta el 2005 y otros de declive con una pequeña recuperación para el último año; por lo mismo las biomazas relativas permitieron establecer que a partir del 2010 en adelante el recurso está en zona de manejo; esto se manifiesta en el hecho de tener una tasa de aprovechamiento en permanente ascenso, con una excepción en el 2015. (Figura 6-5).

El estudio, para esta especie, termina con la construcción de una gráfica de Kobe que muestra la interacción entre las capturas y sus planos de fases probabilísticas, se encontró que la pesquería estuvo en sus primeros años en la fase óptima, entró en la fase de plena explotación y tuvo registros negativos para los últimos años; el sistema presentó una probabilidad de estado crítico en 95.5% y en recuperación del 4%. (Figura 6-6)

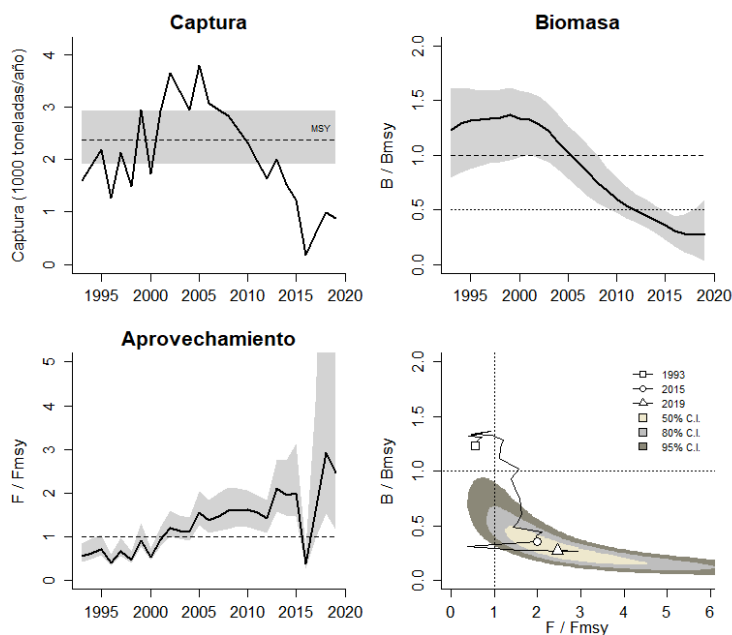


Figura 6-5. Análisis de las pesquerías de *Paracheirodon axelrodi*. El panel superior izquierdo muestra el comportamiento de las capturas [curva negra] y la zona gris muestra el nivel de seguridad al 95%. El panel superior derecho muestra la tasa de aprovechamiento de la biomasa frente al RMS. El panel inferior izquierdo muestra la tasa de aprovechamiento frente a al estándar donde $F=Fmsy$ [línea punteada] y el observado [curva negra] la zona gris es

el nivel de seguridad al 95%, el panel inferior derecho muestra el resumen de las tasas relativas de biomazas y las tasas relativas de esfuerzo.

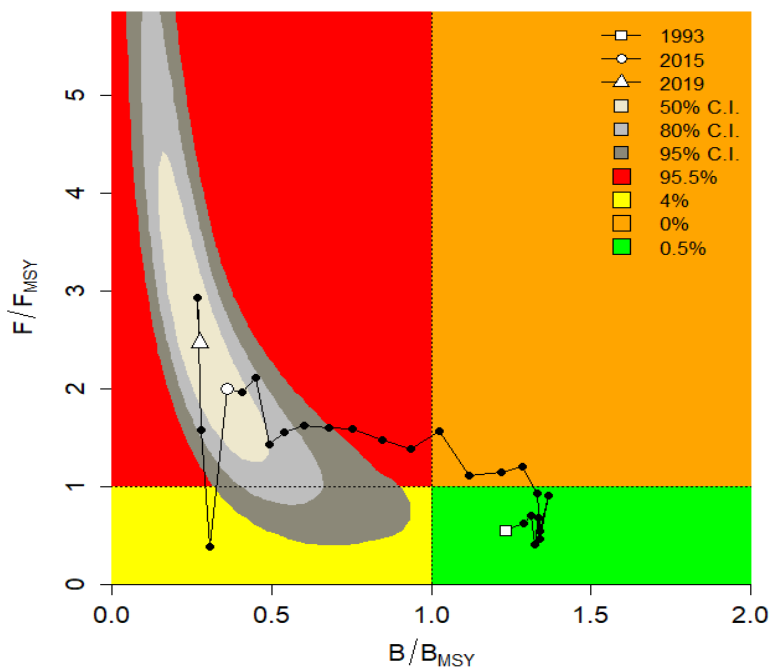


Figura 6-6. Análisis de las pesquerías de *Paracheirodon axelrodi*, utilizando el gráfico de fases de Kobe.

6.1.2.2 Conclusiones de las pesquerías del cardenal

De acuerdo con este ensayo el recurso está bajo presión, por lo que se recomienda no aumentar la cuota de pesca registrada para el año anterior, debido a que está dentro de los niveles de seguridad del MSY calculado en este ejercicio. Al igual que la especie anterior se debe tener en cuenta que estas pesquerías funcionan por demanda comercial más que por oferta natural, lo que puede influir en los cálculos que se realizaron sobre sus capturas.

Las exportaciones de esta especie para la vigencia 2019 muestran un aprovechamiento del 47% y con corte junio del 2020 un 13%, aunque el recurso de acuerdo con el modelo realizado presenta presión los registros de su aprovechamiento no superan la cuota establecida, por lo que se propone mantener la cuota para la vigencia 2021.

6.1.3 Pesquerías del altum (*Pterophyllum altum* Pellegrin, 1903)



Foto: Armando Ortega © (FUNINDES)

Ajiaco-Martinez et al (2012) menciona la especie en el diagnóstico de la pesca ornamental en Colombia, Barreto et al (2015) evaluaron los parámetros de la biología pesquera de esta especie estableciendo TMC, TMM, distribución de frecuencias de talla, relación longitud-peso, entre otros., Ortega. Lara et al (2015) describieron la dinámica de las pesquerías de peces ornamentales en los principales lugares donde estas se realizan, en los cuales se puede identificar la especie, Ortega- Lara (2016) además la incluyó en su guía visual de peces ornamentales.

6.1.3.1 Modelos CMSY y BSM para el análisis de las pesquerías del altum

Las estimaciones de las capturas de esta especie presentan un recurso que disminuyó rápidamente y se aplano desde 1996 con una ligera recuperación para los últimos años. Las tasas de biomasa relativa mostraron un recurso en situación crítica a partir del 2010, el análisis de sus rangos partió en 1995 con un rango de biomasa relativa entre 0.4 a 0.8, luego para el año de quiebre que corresponde al 2010 estuvo entre 0.01 y 0.4 y se mantuvo para el 2019, de allí que la tasa de explotación varió alrededor del nivel de referencia, y la curva de equilibrio presente muchos datos agrupados en los niveles críticos. (Figura 6-7).

La revisión de las capturas como un referente holístico de su comportamiento frente al MSY mostró que las estimaciones de estas variables estuvieron alrededor del punto de referencia; y qué con la relaciones de las tasas de biomasa relativa se encuentre bordeando el límite crítico; así mismo la tasa de aprovechamiento (F/F_{msy}) está rondando su nivel de referencia por lo que se insinúa que puede deberse a un aumento en el esfuerzo de pesca o por los cambios ambientales presentes en el ecosistema. (Figura 6-8).

Finalmente el estudio se completó con la construcción de una gráfica de fases probabilísticas de Kobe, en ella se muestra que el sistema empezó en el primer año bien, luego pasa rápidamente a la fase de plena explotación y se concentra en la región crítica, con algunos años a partir del 2010 que fueron de recuperación, la gráfica por lo tanto, concluye qué para el 2019 la probabilidad de estar en región crítica es de 85.3%, con un 11.4% que regrese a las fases de plena explotación y, que incluso este en zona óptima del 3.3%. (Figura 6-9)

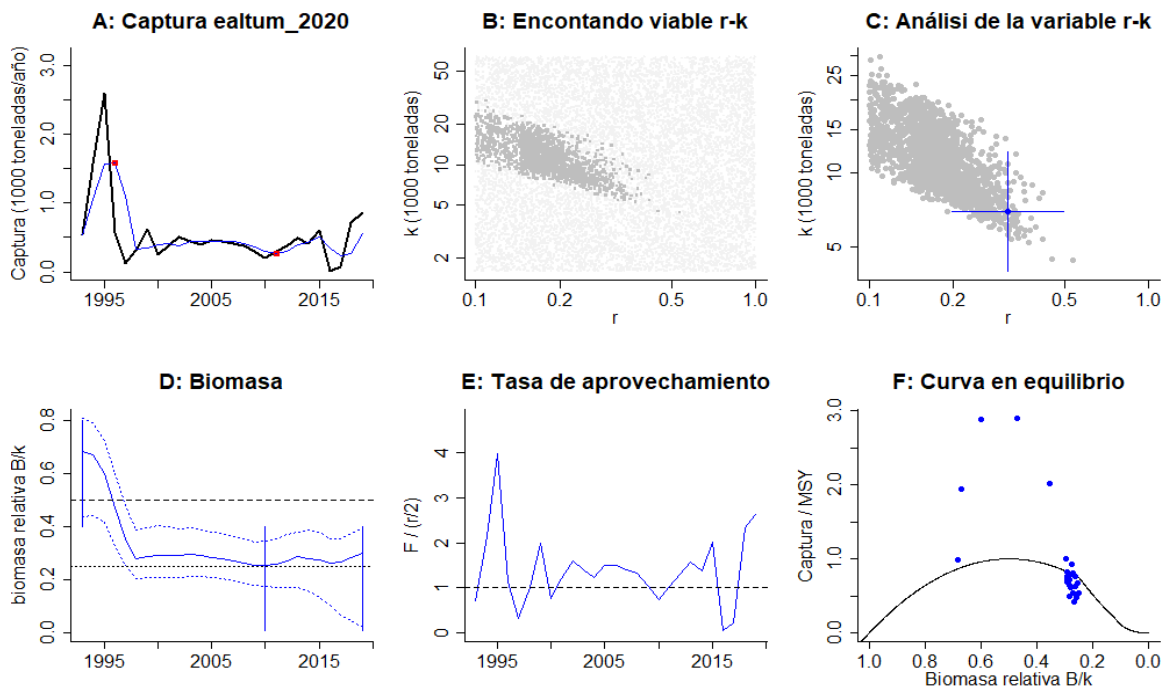


Figura 6-7. Resultados del análisis de las pesquerías de *Pterophyllum altum* utilizando los modelos CMSY. El panel superior izquierdo muestra en negro las series temporales de capturas y en azul el promedio móvil de tres años con indicación de la captura más alta y baja, como se usa en la estimación de la biomasa previa por las reglas predeterminadas. El panel B muestra el espacio de registro de r-k explorado y en gris oscuro los pares de r-k que el modelo CMSY encontró compatibles con las capturas y la información previa. El panel C muestra el par r-k más probable y sus límites de confianza aproximados del 95% en azul. El panel D muestra los datos de abundancia disponibles en rojo, escalados a la estimación BSM de $B_{msy} = 0.5 k$. Las líneas punteadas indican los percentiles 2.5 y 97.5. Las líneas azules verticales indican los rangos de biomasa anteriores. El panel E muestra en azul la tasa de cosecha correspondiente de CMSY. El panel F muestra la curva de equilibrio de Schaefer de captura /RMS en relación con B/k, con sangría en $B/k < 0.25$ para explicar el reclutamiento reducido en tamaños de stock bajos. Los puntos rojos se escalan por estimaciones de BSM.

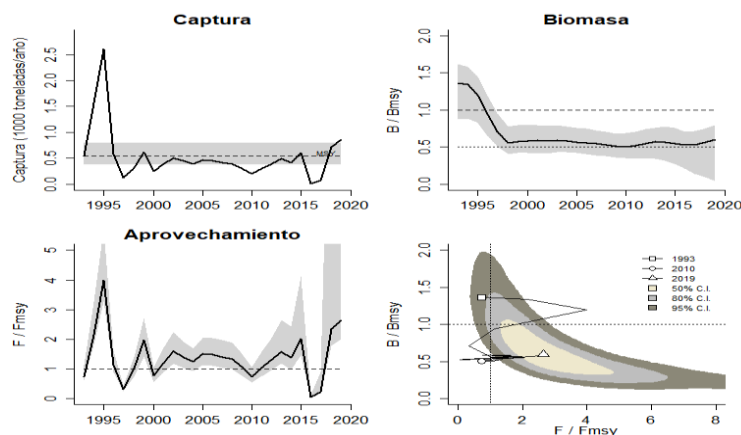


Figura 6-8. Análisis de las pesquerías de *Pterophyllum altum*. El panel superior izquierdo muestra el comportamiento de las capturas [curva negra] y la zona gris muestra el nivel de seguridad al 95%. El panel superior derecho muestra la tasa de aprovechamiento de la biomasa frente al RMS. El panel inferior izquierdo muestra la tasa de aprovechamiento frente a al estándar donde $F = F_{msy}$ [línea punteada] y el observado [curva negra] la zona gris es el

nivel de seguridad al 95%, el panel inferior derecho muestra el resumen de las tasas relativas de biomasa y las tasas relativas de esfuerzo.

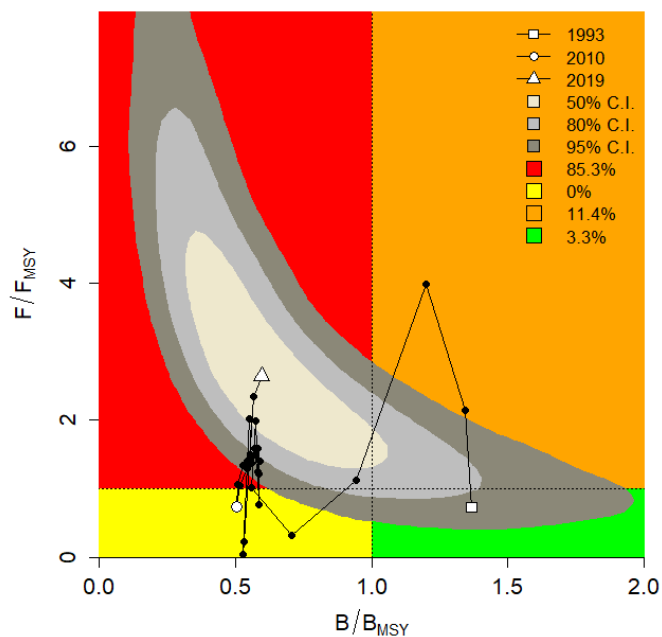


Figura 6-9. Análisis de las pesquerías de *Pterophyllum altum*, utilizando el gráfico de fases de Kobe.

6.1.3.2 Conclusiones de las pesquerías del escalar altum

Del ejercicio efectuado con las tres especies ésta es la que mejores condiciones presenta por lo que hay indicios de mantener la cuota establecida para la vigencia 2020. Al igual que las anteriores se debe tener en cuenta que estas pesquerías funcionan por la demanda comercial más que por la oferta natural que pueden influir en los cálculos que se realizaron sobre sus capturas.

En el caso particular de esta especie las condiciones que muestran mejora se pueden atribuir no solo a la cuota establecida sino a las medidas de manejo complementarias que se han tomado como la veda del 1 de enero al 30 de junio y el rango de talla para la comercialización medidas que se mantienen.

A continuación, se presenta en la el consolidado del aprovechamiento de la cuota global de peces ornamentales para la vigencia 2019 ejercicio que se realiza a partir de los informes mensuales entregados por los exportadores a la AUNAP.

Para conocimiento e información general, a continuación, se presenta la Tabla 6-5 con el seguimiento a corte de 30 de junio de las cuotas globales para los recursos ornamentales en la vigencia 2020.

Tabla 6-5 Consolidado de las exportaciones de peces ornamentales vigencia 2020

ESPECIES / GRUPO	CUOTA ASIGNADA (Unidades)	TOTAL EXPORTADO (Unidades)	% APROVECHAMIENTO
<i>Osteoglossum bicirrhosum</i>	700.000	84.699	12
<i>Paracheirodon axelrodi</i>	4.832.000	622.031	13
<i>Corydoras axelrodi</i>	40.000	9.708	24
<i>Corydoras metae</i>	150.000	29.933	20
<i>Otocinclus vittatus</i>	1.772.000	116.420	7
<i>Chaetostoma dorsale</i>	63.000	2.961	5
<i>Hemiancistrus guahiborum</i>	14.000	4.017	29
<i>Panaqolus maccus</i>	93.000	73.289	79
<i>Panaque nigrolineatus</i>	180.000	13.621	17
<i>Panaque sp.</i>		3.500	
<i>Panaque titan</i>		14.267	
<i>Pterophyllum altum</i>	263.000	128	
<i>Paratrygon aiereba</i>	11.000		17
<i>Potamotrygon motoro</i>		64	
<i>Potamotrygon orbignyi</i>		-	
<i>Potamotrygon schroederi</i>		212	
<i>Potamotrygon magdalenae</i>	9.000	92	1
Otras especies	22.234.600	3.750.948	17
Total	30.361.600	4.725.890	15

Capítulo VII

7. Recomendación final propuesta de cuotas

De acuerdo con el proceso de análisis de la información recopilada por la AUNAP a través de sus sistemas de monitoreo y recolección de estadística pesquera, y teniendo en cuenta los documentos enviados por las instituciones a través del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, los cuales fueron incluidos como parte integral de las actas de las mesas técnicas interinstitucionales de Caribe, Pacífico y Ornamentales (anexos A, B, C).

En el marco de este capítulo se realizan las recomendaciones al Comité Ejecutivo para la pesca, sobre las cuotas globales de pesca para la vigencia 2021, teniendo en cuenta todos los insumos disponibles, así:

PACÍFICO

Camarón de Aguas Someras (CAS)

La dinámica de esta pesquería ha cambiado durante los últimos años registrándose una disminución de las capturas año tras año; esta situación está soportada por el colapso de la pesquería en los años 80s, que junto a las dificultades de mercado ocasionaron el cierre de la mayoría de las empresas dedicadas a la extracción de este recurso. En la actualidad, existe una reducción del número de permisionarios y por ende el número de embarcaciones o esfuerzo pesquero dirigido hacia este recurso.

Esta pesquería está soportada principalmente por el camarón blanco y el camarón titi *Xiphopenaeus riveti*.

El análisis realizado por AUNAP para esta pesquería mediante el modelo CMSY, se basó en datos de camarón blanco y los resultados obtenidos corroboran que el recurso se encuentra en estado de sobreexplotación, pero las características reproductivas y de crecimiento de esta especie y la implementación de la veda (15 de enero a 15 de marzo) han mantenido su presencia en el tiempo. El RMS estimado para esta especie fue de $676 \text{ t} \pm (498 - 919)$, con un nivel de seguridad del 95%.

Según la información suministrada por INVEMAR durante la Mesa Técnica Interinstitucional del Pacífico, soportada con el concepto técnico CPT-VAR-009-20_VF remitido a MINAMBIENTE (incorporado en el anexo B), el CAS ha pasado por todas las etapas de una pesquería, y se ha mantenido en los últimos años en la categoría de agotamiento, sin mostrar signos de recuperación en 2019 (INVEMAR, 2020). El análisis de la pesca secuencial mostró una mayor presión por flota artesanal.

El análisis del impacto de la pesquería sobre la biodiversidad de la relación de la fauna acompañante y la fauna objetivo, determinó su alto impacto al obtener $FA/FO = 24.7$ con una gran presencia de captura incidental y descartes.

Al analizar las tallas de captura vs las tallas de tallas de madurez se encontró un bajo impacto de la estructura poblacional soportado en la relación $TMC > TMM$. La cuota total permisible

estimada fue de 674 t con un esfuerzo de 41 barcos que pueden realizar hasta 6 faenas para extraer este recurso.

Adicionalmente, WWF en el marco de la MTI – Pacífico presentó los resultados del monitoreo realizado a la pesca artesanal (incorporado en el anexo B). En donde se evaluaron 192 lances, entre mayo del 2016 y marzo del 2017, encontrando que la Captura Incidental (CI) es muy poco significativa < 1%, Captura Objetivo (CO) aporta el 58 % de la captura y el Descarte (C) aporta el 42% restante.

La mitad de las capturas registradas correspondieron a camarón titi, seguido de camarón pomada y camarón tigre. Se muestra la situación las especies registradas a partir de esta pesquería así:

Camarón tigre: no se tienen registros de la TMM, pero la TMC estimada fue de 13.5 cm.

Camarón pomadilla: la TMM= 7.6 y la TMC= 8.42 evidenciando que la captura está permitiendo la reproducción y por ende el reclutamiento.

Camarón titi: se muestra una situación contraria al pomadilla en donde la mayoría de las capturas se centran en individuos por debajo de la TMM; las tallas utilizadas para la comparación en este estudio fueron: TMM= 12.18 cm y TMC= 9.4 cm, evidenciando una posible afectación de sobre pesca de los estados juveniles que pone en riesgo su estructura poblacional.

El análisis realizado para esta pesquería en años anteriores ha puesto en evidencia la fuerte interacción de la pesca artesanal e industrial, siendo esta última la más documentada para la estimación de las cuotas; no obstante, los desembarcos de la pesca artesanal son importantes.

Teniendo en cuenta lo anterior, se propone mantener la cuota del año anterior con un valor de 1470 t distribuidas así: pesca industrial (Camarón blanco = 670; camarón titi= 200); pesca artesanal = 600 t (camarón blanco, tití, pomadilla y tigre).

CAP

La estimación del RMS realizada por la AUNAP a partir del modelo CMSY para las especies que conforman esta pesquería fue así: Coliflor $315 \pm (207 - 480)$; Pink $413 \pm (268 - 635)$ y Café $278 \pm (172 - 447)$ con un intervalo de seguridad del 95%.

Según la información entregada por INVEMAR durante la Mesa Técnica Interinstitucional del Pacífico, soportada con el concepto técnico CPT-VAR-009-20_VF remitido a MINAMBIENTE (incorporado en el anexo B), la pesquería del CAP muestra que el recurso después de una etapa de plena explotación llegando a una fase de explotación moderada por lo que la captura del recurso es actualmente sostenible.

No se registra un impacto marcado sobre sobre las tallas juveniles de las especies que conforman este recurso donde se aprecia una TMC ligeramente menor o igual a la TMM.

La relación FA/CO= 1,2 permite sugerir que afirmar que es una pesquería de bajo impacto para la biodiversidad.

La cuota de pesca permisible sugerida se estimó en 757 t con un esfuerzo de 19 barcos que pueden realizar hasta 5 faenas para extraer este recurso.

Dada las condiciones de la pesquería descritas anteriormente, se propone mantener la cuota de **800 t** para la vigencia 2021.

Es muy importante señalar que la pesca de camarón en el país es una de las más documentadas y que desde el año 2015 se está desarrollando un proyecto de investigación entre INVEMAR Y AUNAP para la tecnificación de las redes de pesca como alternativa para la reducción de la incidentalidad a través de inclusión de un dispositivo excluidor de peces adicional al tradicional dispositivo excluidor de tortugas- DET (reglamentado mediante la resolución 162 de 2016 de la AUNAP).

Los resultados obtenidos de este proyecto han sustentado la toma de decisiones de la AUNAP y permitieron analizar la cadena de valor de la captura incidental evidenciando su gran impacto en la dinámica socioeconómica del pacífico colombiano.

como parte final del proyecto se pretende obtener los lineamientos técnicos para un prototipo de red de arrastre que genere capturas mucho más limpias para la pesquería de CAP.

Piangua

Es un recurso de extracción netamente artesanal y de gran importancia para las mujeres del pacífico colombiano, que tiene un consumo local y de exportación exclusiva para Ecuador. La demanda del vecino país promueve la presión de las comunidades sobre este recurso en cuanto al número de individuos y la talla requerida para ese mercado.

Es un recurso que se encuentra bajo una explotación fuerte que requiere un control permanente de la talla mínima y la implementación de otras medidas como los descansos de raizales, la implementación de vedas espacio temporales y fortalecimiento de acuerdos binacionales con Ecuador.

La información presentada por WWF durante la MTI – Pacífico corrobora la sobreexplotación de este recurso, evidenciando la disminución de su densidad documentada por diversos autores a lo largo del tiempo. Como parte de esta presentación también se señala la importancia del control de tallas, los acuerdos binacionales y regulación de la comercialización.

Teniendo en cuenta que los análisis realizados en este trabajo corresponden a los caladeros de pesca de Nariño; y que la información generalizada prevé que se disminuya la cuota. Por lo anterior, se propone una cuota de captura de 1000 t que equivale a 356.719 individuos.

Carduma

Es un recurso con una fuerte actividad pesquera hasta los años 2008, la cual no está siendo aprovechada por el cierre de la pesquería industrial dirigida a este tipo de recurso.

Teniendo en cuenta que los análisis los resultados obtenidos de la modelación empleada en la presente vigencia mediante el modelo CMSY mostraron un RMS de 24.700 t ± (22.100 – 27.500), con un nivel de confianza del 95%.

Si bien este recurso lleva mucho tiempo si ser aprovechado y que podría constituirse en una alternativa de producción para la pesca en Colombia, no hay que olvidar que este stock por lo

menos es compartido con Panamá y con el Ecuador, y que además los análisis efectuados aquí no presentaron un recurso boyante; por ahora se puede recomendar una MSY de 24 o 25 mil toneladas, con la clara idea de que si la pesquería se retoma se deben efectuar estudios de seguimiento.

Como parte de esta revisión se exponen a continuación algunas consideraciones importantes sobre este recurso presentadas por WWF así:

- Ausencia de monitoreos biológico-pesqueros en los últimos años, y carencia de información que permita conocer la dinámica poblacional actual de la especie y tomar las medidas necesarias para su ordenamiento.
- Es necesario evaluar el estado actual de la pesquería de pequeños pelágicos para asegurar la sostenibilidad del recurso en el Pacífico y fortalecer la industria pesquera colombiana”
- Existen lecciones aprendidas a partir de la época de extracción de esta especie las cuales se mantienen vigentes en la actualidad y contribuirán a su sostenibilidad (escala temporal de las investigaciones no puede ser reducida, los trabajos deben enfocarse en especies de importancia comercial, así su ausencia/presencia permite ver el impacto económico/cultural en las comunidades, los trabajos deben abordarse con enfoque ecosistémico, el establecimiento alianzas de trabajo con actores estratégicos es fundamental).

Por lo anterior, se sugiere mantener la cuota potencial de **25.000 t** para la posible apertura de pesca exploratoria que permita tener un mejor conocimiento del recurso mediante datos directos de la pesquería y a la vez fortalezca la toma de decisiones para su aprovechamiento de manera responsable y sostenible bajo un enfoque precautorio.

JAIBA

Para la Jaiba, no se dispone de suficiente información para realizar una evaluación más reciente de este recurso, por tanto, se propone continuar con la misma cuota global. Es importante mencionar que este recurso ha sido denominado recurso con potencial de aprovechamiento; por lo anterior se propone que se mantenga la cuota para la vigencia 2020 de 1.000 t.

Atún

A partir del análisis realizado a las bases de datos de registro CIAT de este recurso se obtuvieron resultados para las especies atún aleta amarilla *Thunnus albacares*, barriete *Katsuwonus pelamis* y patudo *Thunnus obesus*. Se pudo determinar que los dos primeros están en niveles aceptables de aprovechamiento, pero para el patudo si se registraron problemas especialmente en las pesquerías de los últimos años

Para el recurso Atún, en el años anterior se había registrado una cuota de 25.000 toneladas para el Pacífico y 4000 para el Caribe, como se observó en los numerales 4.4.1 a 4.4.3. de este documento los resultados de las pesquerías señalan de dos de tres recursos están en niveles óptimos y como medida precautoria se decidió escoger en límite inferior de las estimaciones del MSY y aun dar un colchón de seguridad inferior que completar un aprovechamiento de 35.000

toneladas; como no se contó con información relevante para ejecutar modelos para las pesquerías del Caribe se recomienda continuar con la cuota de 4.000 toneladas.

PECES ÓSEOS

Tal como se ha hecho en años anteriores se propone este grupo para abarcar los recursos de peces demersales y pelágicos (exceptuando atún y tiburones) susceptibles de aprovechamiento. Esta idea se sustenta en la dinámica multiespecífica de las pesquerías para el país, en donde un mismo arte o método de pesca captura de manera indistinta estos recursos.

Los modelos fueron alimentados con la información disponible que para efectos de estos recursos tuvieron una representatividad del 21,25% de las especies que son desembarcadas en este litoral, ya que en el Pacífico se desembarcan aproximadamente 127 especies de las cuales se contó con información completa para el análisis de las cuotas de 27 especies que representarían una muestra general del estado de todos los recursos pesqueros.

Durante el análisis de esta vigencia mediante los modelos CMSY y LBB se determinó que estos recursos en su mayoría se encuentran en un estado de explotación aceptable, mostrando una recuperación de la pesquería de estos recursos llegando incluso a registrar una especie con aprovechamiento óptimo (*Brotula clarkae*) y cercanos a la sobreexplotación. Si bien el panorama es alentador para algunas especies, no se puede dejar de lado el hecho de que existen otras especies que requieren de mayor seguimiento por mantenerse en un estado explotación fuerte. Adicionalmente, la información analizada sobre la presión de la biomasa con respecto a las tallas (Capítulo III; 3.1.1 Pacífico) muestra de manera evidente que en la actualidad se está registrando una mayor presión sobre las tallas más pequeñas, dando lugar a una sobrepesca por tallas que pone en riesgo la estructura poblacional de las especies analizadas (futuro reclutamiento). Los resultados obtenidos por la AUNAP para *Brotula* coinciden con lo presentado por INVEMAR en el marco de la MTI – Pacífico manifestando que esta especie se encuentra en valores cercanos a su RMS y tiene un potencial importante. Adicionalmente, se destaca hace dos años ya se había hecho un trabajo como este con Conservación Internacional mostrando que este recurso estaba bien, entonces es recurrente el estado saludable de este recurso durante los últimos 4 años. Se reitera que este recurso se encuentra en máximo rendimiento sostenible y hay que seguir trabajando sobre el para no descuidarse.

Como parte del desarrollo de la MTI – Pacífico WWF mostró la fuerte presión de pesca de juveniles a la que son sometidos los serránidos pertenecientes a este grupo, documentando la importancia de realizar acciones de manejo con las comunidades que contribuyan a su sostenibilidad.

Los resultados del seguimiento biológico al recurso chernas y mero que se realiza en buenaventura hasta el 2018, representados así: Cherna=54%, mero grande=11%, mero mediano=32% y mero pequeño=1%.

El análisis de la situación de una de estas especies (Cherna rosada) registra rangos de talla hasta el metro con una TMM=68.9 cm y se registró una TMC=58.3 cm evidenciando que solo un 9.3% de las capturas están por encima de la TMM, siendo una situación bastante crítica.

Hace varios años se propuso trabajar sobre el mero e incluso en un año se llevó la cuota a cero pero en la realidad se continuó con su extracción, luego se bajaron rangos de cuotas pero se

recomienda trabajar con sensibilización en la cadena de comercialización sobre todo con restaurantes y consumidor final ya que por temas de gastronomía el mero grande no es apetecido por que se considera que su carne no es tan blanda y pierde atractivo, hay que revisar las medidas a implementar sobre este recurso porque colocar tallas mínimas de comercialización tendría un choque con la parte comercial.

La experiencia del especialista mundial sobre este recurso y análisis de su estado en el país dio lugar a las siguientes conclusiones:

- Los **stocks de meros y su pesquería** en el Pacífico colombiano **son únicos en todo el Pacífico Oriental tropical** – en otros países la especie ha desaparecido, resaltando que en otros países donde se encuentran individuos de gran tamaño de este recurso se ha implementado el turismo de avistamiento, como alternativa a sus capturas.
- Los tamaños reducidos de captura incentivados por el mercado son una alerta temprana para diseñar medidas de manejo para la especie
- Las condiciones ambientales (extensos manglares) y sociales (baja densidad poblacional) en el Pacífico colombiano han permitido el mantenimiento de las poblaciones de meros
- Los desarrollos de infraestructura planeados para el Pacífico podrían afectar negativamente a las poblaciones de meros y otros recursos pesqueros de importancia

Teniendo en cuenta lo anterior, se propone mantener la cuota del año anterior equivalente a **3.700 t.** asociada al grupo denominado peces óseos Pese a que los análisis en esta vigencia se realizaron de manera individual, para efectos de seguimiento y operatividad la asignación de una cuota individual (por especie) no es una estrategia que garantice el control, toda vez que como ya se mencionó anteriormente la dinámica multiespecies nacional difiere de los escenarios monoespecíficos donde es factible garantizar la asignación y cumplimiento de cuota por especie

Por otro lado, se propone un fortalecimiento de la toma de información, además de la evaluación de otras medidas de manejo concertadas con las comunidades enfocadas en la posible implementación de vedas espacio temporales y desestimulación del consumo sobre recursos claves como el mero y las chernas.

TIBURÓN

El grupo de recursos denominado tiburones corresponde a las especies de peces cartilaginosos que son capturadas por la pesca artesanal (ya sea dirigida o incidental) y exclusivamente de manera incidental a nivel industrial; bajo lo contemplado por el marco normativo de la AUNAP (resolución 1743 de 2017). Por lo anterior, para la vigencia 2021 se mantiene una propuesta de cuota que constituya un valor de referencia para el control. Durante muchas vigencias se ha otorgado esta cuota de manera grupal dada la dinámica pesquera nacional en donde un mismo arte o método de pesca captura de manera indistinta las diversas especies que conforman este recurso.

La estimación de cuota realizada en los años anteriores se realizó con modelos basados en información de CPUE que no permitían un análisis individual y de manera grupal se contempló

un número de especies amplio. Los análisis realizados en el **2019** mediante la utilización del modelo de producción excedente optimizado con Teoría Bayesiana evidenciaron que este grupo se encuentra plenamente explotado con indicios de sobreexplotación, con una disminución de la biomasa efectiva disponible con respecto a 1991. Por esto se recomendó que la cuota de aprovechamiento no superara las 541 t, sugiriendo además el establecimiento de estrategias de manejo basadas en las características biológicas (crecimiento lento y estrategia reproductiva).

Siendo conscientes de la problemática existente en torno al aprovechamiento de este recurso los análisis realizados en **esta vigencia** para el Pacífico colombiano se basaron en la información disponible sobre las siguientes especies: *Alopias superciliosus*, *A. pelagicus*, *Carcharrinus falciformis*, *C. limbatus*, *Galeocerdo cuvier*, *Sphyrna lewini*, *S. media*, *S. tiburo*, *S. corona*, *Muustelus lunnatus* y *M. henli*. Para la AUNAP es claro que la interacción de este recurso con la pesca es mucho más amplia en número de especies, pero se reitera que esta fue la información disponible y suficiente para los modelos. Adicionalmente, durante la mesa técnica del Pacífico no se recibieron insumos que aportaran a la definición de la cuota de este recurso. Dentro de las conclusiones de la evaluación realizada se aprecia una fuerte explotación de las especies analizadas exceptuando a *M. henli* que registra un estado de aprovechamiento aceptable. Lo anterior evidencia requiriendo de un constante seguimiento, evaluación y mejoras continuas en la toma de información para fortalecer las decisiones sobre este recurso.

Los modelos fueron alimentados con la información disponible que para efectos de este recurso tuvieron una representatividad del 30.55% de las especies que son desembarcadas y registradas en este litoral, al revisar la cantidad de especies registradas para el Pacífico colombiano por el artículo de Mejía-Falla y Navia (2019) se evidenció un total 36 especies de tiburones de las cuales se contó con información completa para el análisis de las cuotas de 11 especies que representarían una muestra general.

Con base a la información disponible, para efecto de la cuota de tiburones se realizó la sumatoria de los valores de RMS estimados para las especies analizadas y teniendo en cuenta que durante las últimas discusiones internas se determinó que no se posee información sobre el universo de especies que están siendo capturas; por lo anterior, se realizó un ajuste de un 10% adicionado a la sumatoria para establecer un valor de cuota aproximado a la realidad.

Adicionalmente, se están adelantando revisiones internas sobre los criterios de diferenciación de recursos pesqueros a fin de definir las posibles especies de este recurso, cuyo aprovechamiento sostenible será administrado desde la AUNAP, dando lugar a una reducción sustancial de especies que estarán sujetas a esta medida de control con respecto a los años anteriores.

Por todo lo anterior, se propone una cuota de **162 t**, asignada al grupo de especies denominado Tiburón. Pese a que los análisis en esta vigencia se realizaron de manera individual, para efectos de seguimiento y operatividad la asignación de una cuota individual (por especie) no es una estrategia que garantice el control, toda vez que como ya se mencionó anteriormente la dinámica multispecies nacional difiere de los escenarios monoespecíficos donde es factible garantizar la asignación y cumplimiento de cuota por especie. El valor de cuota propuesto representa una disminución del 53.8% del valor de cuota aprobado para la vigencia 2020.

Es preciso señalar que este recurso cuenta con medidas de manejo complementarias documentadas a nivel nacional e internacional como establecimiento de resoluciones CIAT (Res C-11-10, Res C-19-05), su inclusión en planes de manejo y conservación nacional y regional

(PAN-TIBURONES y PAR-TIBURONES), cierre permanente de caladeros de pesca como Morro Mico al interior del DRMI Golfo de Tribugá Cabo Corrientes (por ser considerado una zona de crianza a partir de los resultados de los cruceros de prospección AUNAP-INVEMAR) y resolución 1743 de 2017 de la AUNAP. Frente al manejo de este recurso, es necesario continuar trabajando en estrategias de manejo regional para aquellas especies altamente migratorias, que propendan por su conservación y aprovechamiento sostenible.

En términos de administración de los recursos pesqueros, es importante destacar que el Pacífico colombiano es el litoral con las figuras de manejo (ZEPA, DRMI, DNMI), en los cuales se ha dado la articulación interinstitucional y los procesos de ordenación pesquera tal como se señala a continuación:

ÁREA	Estado del proceso/acto administrativo
Zepa	implementación / Resolución AUNAP 2724 de 2017
DRMI Golfo de Tribugá - Cabo Corrientes	Implementación / Auto de Apertura 001 de 2017. resolución AUNAP 2111 de 2017
DNMI Encanto de Manglares del Bajo Baudó	formulación / Auto de Apertura 002 de 2019.
Sub region Sanquianga - Gorgona	Diagnóstico, iniciando Formulación
DNMI Cabo Manglares - Bajo Mira y Frontera	Diagnóstico, iniciando Formulación / Auto de Apertura 004 de 2018
DNMI Yuruparí - Malpelo	Diagnóstico, iniciando Formulación / Auto de Apertura 003 de 2018

Resumen propuesta de cuotas Pacífico colombiano

RECURSO		CUOTA SUGERIDA (t)
CAS		
Camarón blanco	670	870
Camarón titi	200	
CAP (camarón café, Pink, Coliflor)		800
Atún		35.000
Jaibas		1.000
Piangua Carne o Piangua cientos de individuos		1.000 ó 356.719 individuos
Carduma*		25.000
Tiburón *		162
Peces óseos**		3.700

*para aprovechamiento potencial sujeto a permisos de pesca exploratoria que permitan obtener información para una evaluación del estado actual del recurso.

** Solo para pesca artesanal, aplica para individuos enteros con aletas adheridas

***Agrupa los recursos pesqueros asociados a los permisos de pesca blanca autorizados por la AUNAP, exceptuando el valor asignado para el recurso tiburón.

CARIBE

Camarón de Aguas Someras (CAS)

La dinámica de esta pesquería ha cambiado durante los últimos años registrándose una disminución de las capturas año tras año; esta situación está soportada por el colapso de la pesquería en los años 80s, que junto a las dificultades de mercado ocasionaron el cierre de la mayoría de las empresas dedicadas a la extracción de este recurso. En la actualidad, existe una reducción del número de permisionarios y por ende el número de embarcaciones o esfuerzo pesquero dirigido hacia este recurso. Claramente durante la vigencia 2019 únicamente registraron actividad sobre este recurso tres embarcaciones una con puerto en Cartagena la cual realizó solo una faena de pesca y dos embarcaciones con puerto en Tolú.

El análisis realizado por AUNAP, corroboran que el recurso se encuentra en estado de sobreexplotado, pero las características reproductivas y de crecimiento de esta especie han mantenido su presencia en el tiempo. Este recurso fue evaluado bajo diferentes modelos El RMS calculado fue de 498 t.

Según la información suministrada por INVEMAR pese a la disminución del esfuerzo el recurso no se ha recuperado, el CAS ha pasado por todas las etapas de una pesquería, y se ha mantenido en los últimos años en la categoría de agotamiento (INVEMAR, 2020); los datos analizados para el 2019 obedecieron únicamente a la flota con puerto en Tolú y se logró determinar su bajo impacto al analizar la relación $FA/FO = 3.0$; situación que está soportada por las condiciones ambientales de esta zona (baja productividad con respecto al norte del Caribe y descarga de ríos). Adicionalmente, esta institución mencionó que durante el último crucero de prospección realizado en cooperación con AUNAP muchas zonas consideradas como fondos arrastrables en el norte del Caribe colombiano han sido desplazadas ecológicamente por esponjas y otros

organismos. El RMS calculado fue de 940 t, pero se sugiere una cuota del 70% de este valor dado su bajo aprovechamiento (<500 t).

Teniendo en cuenta lo anterior, se propone mantener la cuota del año anterior con un valor de **364 t**.

JAIBA

Es un recurso exclusivamente aprovechado por los pescadores artesanales de este litoral, cuya procedencia de captura está principalmente soportada en la CGSM, con el objeto de venta a comercializados locales para su procesamiento y venta en el mercado nacional e internacional.

Para el análisis de este recurso en la vigencia 2020 se utilizó el modelo de CMSY de manera separada para cada una de las especies susceptibles de aprovechamiento jaiba azul *Callinectes sapidus* y jaiba roja *C. bocourti*. Los resultados obtenidos mostraron que ambas especies están bajo una explotación fuerte, requiriendo de otras medidas de manejo complementarias que contribuyan a la recuperación de sus poblaciones. El cálculo del RMS para la jaiba azul = 756 t \pm (508 - 1124). y la jaiba roja= 534 t \pm (352 - 812), con un nivel de seguridad del 95%.

La información analizada sobre la presión de la biomasa con respecto a las tallas (Capítulo III; 3.1.2 Caribe) muestra de manera evidente que en la actualidad se está registrando una mayor presión sobre las tallas más pequeñas, dando lugar a una sobrepesca por tallas que pone en riesgo la estructura poblacional de las especies analizadas (futuro reclutamiento).

Durante el desarrollo de la mesa técnica interinstitucional del Caribe se recibieron aportes del INVEMAR acerca de este recurso así:

- El análisis histórico del comportamiento de la captura de Jaibas (*Callinectes Sapidus* y *C. bocourti*) con nasa, mostró que esta pesquería ha pasado por las fases de crecimiento y plena explotación hasta ubicarse en sobrepesca desde el año 2003, llamando la atención sobre el cuidado que se debe tener de este recurso (INVEMAR, 2020).
- A través del análisis temporal de la estructura de tamaños se determinó que para la jaiba roja *Callinectes bocourti* se registró una TMM= 8.6 cm, con un 58% de los individuos capturados por debajo de la TMM; mientras que para jaiba azul *C. sapidus* la TMM= 9.5 cm con un 27% de los individuos capturados por debajo de la TMM; estos resultados indican que la jaiba azul se encuentra en un estado de aprovechamiento aceptable con respecto a tallas, mientras que la jaiba roja requiere de seguimiento y acciones de manejo frente a los resultados obtenidos (INVEMAR, 2020).
- Los resultados de los modelos utilizados para determinar el RMS sustentan la recomendación de una cuota permisible para la vigencia 2021 de 869 t/ año para las dos especies (INVEMAR, 2020).

En el marco de la MTI-Caribe también se resaltó la importancia de hacer un seguimiento más directo a las capturas de este recurso, para controlar la posible extracción al interior del vía parque Isla Salamanca.

Adicionalmente, se señala la importancia de conocer el flujo de este recurso en el mercado local, donde se presume la comercialización la jaiba de tallas pequeñas que no aceptada en las plantas de procesamiento.

Por lo anterior, se propone mantener la cuota de **1329 t** para todo el Caribe, que incluye la CGSM y el resto del Caribe continental.

Langosta

Es uno de los principales recursos de extracción netamente artesanal para el Caribe colombiano continental que genera ingresos para las comunidades de este litoral. Su mayor presión está registrada en el departamento de la Guajira de donde se obtiene alrededor del 90% de las capturas comercializadas tanto a nivel nacional como al exterior.

Durante el año 2015 se logró obtener información sobre la extracción de individuos de tallas inferiores a la reglamentaria para la comercialización local bajo la denominación de “baby” y “superbaby”, aumentando la presión por pesca ya existente. Desde ese momento se han realizados acciones para la des estimulación de la captura y consumo de tallas pequeñas como estrategia de control. Adicionalmente, se han adelantado acciones de sensibilización con las comunidades para concertar la implementación de una veda de cuatro meses (1 de marzo a 30 de junio).

Para efectos de esta vigencia este recurso se analizó mediante el modelo CMSY diferenciando el stock del Caribe continental del stock asociado al archipiélago de San Andrés providencia y Santa Catalina, mostrando que ambos stocks se encuentran bajo una fuerte explotación que requiere de medidas de administración adicionales que contribuyan a su recuperación. El RMS estimado para el Caribe continental fue de 95,6 t \pm (47,7 - 192) con un nivel de seguridad del 95%; mientras que para el archipiélago fue de 576 t en ambos casos este valor corresponde a individuos enteros.

Por lo anterior, se propone mantener la cuota de **80 t** para Caribe continental bajo un enfoque precautorio, toda vez que este valor es inferior al RMS estimado y puede contribuir a la recuperación del recurso dada la presión por tallas evidenciada en años anteriores y la fuerte explotación observada. Adicionalmente, se continuarán con las acciones de control de tallas de comercialización y sensibilización con las comunidades para la implementación de la veda en los términos mencionados.

Atún

La información general de las capturas de atún en el litoral Caribe se recopila a partir de las inspecciones de desembarque realizadas por los funcionarios en los puertos de Barranquilla y Cartagena, en donde además las empresas deben entregar un informe para certificar la exportación de productos con destino a países de la Unión Europea, así como a Estados Unidos y Chile. De igual manera los permisionarios deben entregar informes anuales de las actividades realizadas por las embarcaciones afiliadas al permiso de pesca.

Para esta vigencia no se realizaron estimaciones de RMS a partir de los modelos utilizados en los demás recursos, porque no se contó con información que soporte el desarrollo de los mismos.

Igualmente, se recalca que, a pesar de no contar con una flota amplia para el aprovechamiento de este recurso en el Caribe, se propone continuar con la cuota que se tiene actualmente de **4.000 t**. Esta decisión se basó en los resultados de las prospecciones realizadas en 2014 a través del convenio AUNAP – INVEMAR, en donde se estimó una biomasa aprovechable de atún aleta amarilla de 9.200 t para el Caribe colombiano. Es necesario señalar que el escaso uso que se le ha dado a esta cuota durante los últimos años no constituye un factor para disminuir la cuota, en tanto el recurso se encuentre en un estado óptimo y se tengan estudios que soporten su potencial aprovechable.

PECES ÓSEOS

Tal como se ha hecho en años anteriores se propone este grupo para abarcar los recursos de peces demersales y pelágicos (exceptuando atún y tiburones) susceptibles de aprovechamiento. Esta idea se sustenta en la dinámica multiespecífica de las pesquerías para el país, en donde un mismo arte o método de pesca captura de manera indistinta estos recursos.

Es preciso señalar que en este litoral el aprovechamiento de estos recursos es de tipo artesanal en un 90%, como una fuente de ingresos directo para las comunidades costeras.

Por otro lado, los modelos fueron alimentados con la información disponible que para efectos de estos recursos tuvieron una **representatividad del 5,7%** de las especies que son desembarcadas en este litoral, ya que en el Caribe se registran aproximadamente 210 especies. De estas, solo se contó con información completa para el análisis de las cuotas de 12 especies que representarían una muestra general del estado de todos los recursos pesqueros.

Durante el análisis realizados con los modelos CMSY y LBB se determinó que estos recursos en su mayoría se encuentran en un estado de explotación fuerte. Adicionalmente, la información analizada sobre la presión de la biomasa con respecto a las tallas (Capítulo III; 3.1.2 Caribe) muestra de manera evidente que en la actualidad se está registrando una mayor presión sobre las tallas más pequeñas, dando lugar a una sobrepesca por tallas que pone en riesgo la estructura poblacional de las especies analizadas (futuro reclutamiento).

Teniendo en cuenta lo anterior, se propone mantener la cuota del año anterior equivalente a **2.650 t**, asociada al grupo denominado peces óseos. Pese a que los análisis en esta vigencia se realizaron de manera individual, para efectos de seguimiento y operatividad la asignación de una cuota individual (por especie) no es una estrategia que garantice el control, toda vez que como ya se mencionó anteriormente la dinámica multiespecies nacional difiere de los escenarios monoespecíficos donde es factible garantizar la asignación y cumplimiento de cuota por especie.

Por otro lado, se propone un fortalecimiento de la toma de información, además de la evaluación de otras medidas de manejo concertadas con las comunidades enfocadas en la posible implementación de vedas espacio temporales y desestimulación del consumo sobre recursos claves como el mero.

TIBURÓN

El grupo de recursos denominado tiburones corresponde a las especies de peces cartilaginosos que son capturadas de manera incidental a nivel artesanal e industrial. Debido a que este recurso no es objeto de una pesca dirigida bajo lo contemplado por el marco normativo de la AUNAP, para la vigencia 2021 se implementa una cuota que constituya un valor de referencia para el control.

La estimación de cuota se efectuó en los años anteriores con modelos basados en información de CPUE que no permitían un análisis individual y no se registraba estadística por especie sino de manera grupal (encerrando un número amplio de especies). Los análisis realizados en el 2019 mediante la utilización del modelo de producción excedente optimizado con Teoría Bayesiana evidenciaron que este grupo se encuentra plenamente explotado con indicios de sobreexplotación, con una disminución de la biomasa efectiva disponible con respecto a 1991. Por esto se recomendó que la cuota de aprovechamiento no superara las 183 t, sugiriendo además el establecimiento estrategias de manejo basadas en las características biológicas (crecimiento lento y estrategia reproductiva).

Los análisis realizados en esta vigencia acerca de este recurso se basaron en la información disponible sobre las siguientes especies: *Alopias superciliosus*, *Carcharrinus falciformis*, *C. leucas*, *Sphyrna lewini*, *C. porosus*. Para la AUNAP es claro que la interacción de este recurso con la pesca es mucho más amplia en número de especies, pero se reitera que esta fue la información disponible y suficiente para los modelos. Adicionalmente, durante la mesa técnica del Caribe no se recibieron insumos que aportaran a la definición de la cuota de este recurso. Dentro de las conclusiones de la evaluación realizada se aprecia una fuerte explotación de las especies, requiriendo de un constate seguimiento, evaluación y mejoras continuas en la toma de información para fortalecer las decisiones sobre la administración de este recurso.

Los modelos fueron alimentados con la información disponible que para efectos de este recurso tuvieron una representatividad del **8.77%** de las especies que son desembarcadas y registradas en este litoral, al revisar la cantidad de especies registradas para el Caribe colombiano por el artículo de Mejía-Falla y Navia (2019) se evidenció un total 57 especies de tiburones de las cuales se contó con información completa para el análisis de las cuotas de 5 especies que representarían una muestra general.

Con base a la información disponible, para efecto de la cuota de tiburones se realizó la sumatoria de los valores de RMS estimados para las especies analizadas y teniendo en cuenta que durante las últimas discusiones internas se determinó que no se posee información sobre algunas otras especies que están siendo capturas; por lo anterior, se realizó un ajuste precautorio adicionado a la sumatoria para establecer un valor de cuota aproximado a la realidad.

Adicionalmente, en la actualidad ya se han adelantado revisiones internas sobre los criterios de diferenciación de recursos pesqueros a fin de definir las posibles especies de este recurso, cuyo aprovechamiento sostenible será administrado desde la AUNAP, dando lugar a una reducción sustancial de especies que estarán sujetas a esta medida de control con respecto a los años anteriores.

Por todo lo anterior, se propone una cuota de **66 t**, asignada al grupo de especies denominado Tiburón. Pese a que los análisis en esta vigencia se realizaron de manera individual, para efectos de seguimiento y operatividad la asignación de una cuota individual (por especie) no es una

estrategia que garantice el control, toda vez que como ya se mencionó anteriormente la dinámica multiespecies nacional difiere de los escenarios monoespecíficos donde es factible garantizar la asignación y cumplimiento de cuota por especie. Esta cuota es un 52.8 % inferior con respecto al valor de cuota aprobado para la vigencia 2020.

En términos de administración de los recursos pesqueros, es importante destacar que en el Caribe colombiano se vienen adelantando diferentes procesos de ordenación pesquera tal como se señala a continuación:

Área	Estado del proceso/acto administrativo
Golfo de Urabá (Cuenta con Auto de Apertura 002 de 13 de marzo de 2018)	Diagnóstico y formulación; Acandí. Se está con el apoyo de la ONG alemana GIZ, Codechocó, PNN y Minambiente con DAMCRA y para ser considerada dentro de las UACS y POMIUACS
	Diagnóstico, Necoclí; Se recibe una carta por parte de la alcaldía de Necoclí para validar los acuerdos de pesca de la Ensenada de Rio Negro.
Ciénaga La Caimanera	Formulación / Acta de acuerdo de pesca
Bahía Cispata	Formulación / Acta de acuerdo de pesca
PNN TAYRONA	Formulación / Auto de Apertura 001 de 2019.
Ordenación pesquera para Bahía Portete, Bahía Honda y Hondita	(Sin establecer figura) con auto de apertura 002 de 4 de junio 2020)

Resumen propuesta de cuotas Caribe colombiano

RECURSOS	PROPUESTA DE CUOTAS (T)
CAS (<i>Litopenaeus Schmitt</i>)	364
LANGOSTA*	80
JAIBA	1329
PECES ÓSEOS**	2650
ATÚN	4000
TIBURÓN***	66

*Aplica para individuos enteros

**Agrupa los recursos pesqueros asociados a los permisos de pesca blanca autorizados por la AUNAP, exceptuando el valor asignado para el recurso tiburón.

**Solo para pesca artesanal, aplica para individuos enteros con aletas adheridas

Ornamentales

Para el caso de los recursos ornamentales tal como se evidenció en el capítulo VI únicamente se contó con información disponible para el análisis de las cuotas bajo los modelos de LBB y CMSY propuestos en esta vigencia.

Lo anterior, constituye un avance en el análisis de estos recursos, pero a su vez pone en evidencia la necesidad de continuar con investigaciones que fortalezcan la toma de decisiones basadas en la mejor evidencia científica posible.

En el marco de la MTI – Ornamentales se recibieron insumos por parte de la FUNINDES acerca de **Peces ornamentales de Colombia Lista Actualizada** y el Instituto Alexander Von Humboldt sobre las **rayas de agua dulce (potamotrygonidae) de la amazonia colombiana: i. composición e información bioecológica**. Es preciso señalar que estos insumos no se utilizaron de manera directa en la estimación de las cuotas, pero constituyen un aporte significativo al conocimiento de los recursos ornamentales, además de suministrar insumos técnicos para la generación de propuestas de manejo y conservación a futuro.

Tal como se discutió en la MTI – Ornamentales una estrategia indispensable es la articulación interinstitucional que contribuya a la optimización de recursos y generación de información en pro de la sostenibilidad y aprovechamiento responsable.

Como respuesta a los análisis preliminares y comparando estos datos preliminares con los datos de las cuotas del año anterior se encontró que estos cálculos con sus niveles de seguridad al 95% cubre los valores de la cuota anterior, se puede concluir que los mismos se encuentran dentro de los parámetros permitidos

Por lo anterior se propone mantener las cuotas de la vigencia anterior así:

Resumen propuesta de cuotas recursos ornamentales

Código *	Grupo / Especie	Nombre común	Propuesta de Cuota 2021 (N individuos)
	Rayas		
1	<i>Paratrygon aiereba</i>	Raya manzana	11.000
2	<i>Paratrygon sp.</i>	Raya manzana espinosa	
3	<i>Plesiotrygon iwamae</i>	Raya látigo	
4	<i>Plesiotrygon nana</i>	Raya látigo reticulada	
5	<i>Potamotrygon constellata</i>	Raya espinosa	
7	<i>Potamotrygon motoro</i>	Raya motoro	
8	<i>Potamotrygon orbignyi</i>	Raya común	
9	<i>Potamotrygon schroederi</i>	Raya guacamaya	



10	<i>Potamotrygon scobina</i>	Raya llovizna	
6	<i>Potamotrygon magdalenae</i>	Raya Barranquilla	9.000
Subtotal rayas			20.000
11	<i>Osteoglossum bicirrhosum</i>	Arawana plateada	700.000
91	<i>Paracheirodon axelrodi</i>	Cardenal	4.832.000
207	<i>Corydoras axelrodi</i>	Corredora decker	40.000
223	<i>Corydoras metae</i>	Corredora meta	150.000
248	<i>Otocinclus vittatus</i>	Otocinco cola rayada	1.772.000
305	<i>Chaetostoma dorsale</i>	Cucha albina lisa punto de oro	63.000
317	<i>Hemiancistrus guahiborum</i>	Cucha roja	14.000
334	<i>Panaqolus maccus</i>	Cucha piña	93.000
335	<i>Panaque nigrolineatus</i>	Real de línea	180.000
336	<i>Panaque sp</i>	Real de punto	
337	<i>Panaque titan</i>	Real verde, Real royal	
500	<i>Pterophyllum altum</i>	Escarlar altum	263.000
Otras especies **			14.107.600
Total			22.254.600.

* Código de cada una de la especies según resolución 1924 de 2015

** Excluye las especies con asignación individual relacionadas anteriormente. Las especies conforman este grupo se encuentran relacionadas en la Resolución 1924 de 2015

Recomendaciones generales para los recursos continentales

Pese a que desde el año 2008 No se asignan cuotas para los recursos continentales. En la presente vigencia se incluyó en el capítulo III se incluyó un análisis de con enfoque holístico se describe en este capítulo el impacto de la pesca en la biomasa de los principales recursos de cada cuenca basados en las tallas, a fin de tener elementos de análisis para la definición de las cuotas.

Como parte de los resultados obtenidos en este capítulo se identificó el comportamiento de las pesquerías para las cuencas continentales del país (Amazonas, Orinoquía, Atrato y Magdalena), evidenciaron que los recurso pesqueros por lo general tiende a sustentarse en tallas pequeñas lo que deriva en la ejecución de proyectos encaminados a determinar la influencia de los megadesovadores, de las áreas de crianza y de la selectividad de artes y métodos de pesca

Estos resultados se sustentan en el análisis del impacto de la pesca como una actividad incidente en la biodiversidad, pero la realidad de los ecosistemas está condicionada a todos los factores que interactúan con el aprovechamiento de los recursos (económicas, pesqueras, ambientales y sociales). En este sentido, es imperativo definir acciones de manejo integral que ayuden a garantizar la sostenibilidad de los recursos en el tiempo.

En términos de administración de los recursos pesqueros en la actualidad se vienen adelantando diversos procesos de ordenación, los cuales se detallan a continuación:

Área	Estado del proceso/acto administrativo
------	--



Lagos Tarapoto	Implementación / Resolución AUNAP 1225 de 2017
Complejo Lagunar Yahuaraca	Implementación /Resolución AUNAP 1784 de 2016
Embalse Prado	Formulación
Embalses de San Lorenzo, Punchina y Playas	Formulación
Embalses Peñol - Guatape	Formulación
Embalse Topocoro (Hidrosogamoso)	Formulación/ medidas de manejo actuales sobre el liso condicionadas a pronunciamiento sobre invasión de Pavon
Cuenca baja río Sogamoso aguas abajo del embalse Topocoro (Hidrosogamoso)	Formulación Producto Convenio Humedales 2019
Bagre rayado (<i>Pseudoplatystoma magdaleniatum</i>)	Formulación
Embalses Miraflores - Troneras	Formulación
Embalse Calima	Implementación / resolución 284 de 2020
Embalse Sara Brut	Formulación / acuerdos previos suscritos por la comunidad
Proyecto Hidroelectrico Palagua	Diagnostico / con resultados de permisos de investigación de la AUNAP
Laguna de La Cocha	Formulación
Laguna de Sonso	formulación / acuerdos previos suscritos por la comunidad



Cuenca baja del río La Miel	Implementación/ Resolución AUNAP 410 de 2013
Embalse Amaní	Implementación/ Resolución AUNAP 408 de 2013
Embalse Tominé	Implementación/Resolución AUNAP 681 de 2013
Embalse Betania	Implementación/Acuerdo INCODER 030 de 2005 y Acuerdo INCODER 049 de 2006
Embalse Porce II	Implementación/Resolución AUNAP 970 de 2015
Embalse Porce III	Implementación/Resolución AUNAP 970 de 2015
Region Noroccidental de la Isla de Mompox	Implementación/ Resoluciones AUNAP 409 y 596 de 2013
Ciénagas en área de influencia de San Rafael de Chucurí y Bocas del Carare	Implementación/ Resolución AUNAP 2221 de 2017
Embalse Urra	Implementación/ Resolución AUNAP 720 de 2013
Afectaciones por Hidroituango rio Cauca	Diagnóstico, formulación, implementación. Con Auto de Apertura 728 de 21 de abril 2020 y borrador de resolución para la zona de descarga del embalse
Rio Arauca (Tramo Angelito-Puerto Colombia)	Construcción Diagnóstico/Auto de apertura 004 de 26 de junio de 2020
DNMI CINARUCO	Fase de Diagnóstico/ cubre el área protegida
Rio Bitá	En proceso de elaboración acto administrativo. área de la bocana del rio Bitá hacia adentro hasta el puente Paso Ganado. (en este tramo se encuentran las siguientes zonas de pesca: Cocomono, Barranco blando, Ripialito, la Estancada, Tres bocas, el Arizal, Tres iglesias, la Pizonera



El campo
es de todos

Minagricultura



Estrella fluvial Inírida	En proceso de elaboración acto administrativo. La estrella fluvial es un polígono que abarca Rio Atabapo, Rio Guaviare cuenca del Rio Inírida (incluye las comunidades: Almidón, Caño Raya, Caranocoa, Carrizal, La Ceiba, Laguna Negra, Paloma, Paujil, Playa Blanca. Porvenir)
--------------------------	--

8. BIBLIOGRAFIA

- Acero, A., & Polanco, A. (2006). *Biodiversidad íctica de los mares colombianos: riqueza amenazada*. *Rev. Acad. Colomb. Cienc. Ex. Fis. Nat.* 41[159]:200-212, abril-junio de 2017 doi:. Obtenido de <http://dx.doi.org/10.18257/raccefyn.480>.
- Acosta, A., R.S., & Appeldon. (1992). ESTIMATION OF GROWTH, MORTALITY AND YIELD PER RECRUITMENT FOR LUTJANUS SYNAGRIS (LINAEUS) IN PUERTO RICO. *BULLETIN OF MARINE SCIENCE*, 50(2), 282-291.
- Aguirre-Villaseñor, H., Morales-Bojorquez, E., Moran-Angúlo, R., Madrid-Vera, J., & Valdez-Pineda, M. (2006). Indicadores biológicos de la pesquería de sierra (*Scomberomorus sierra*) al sur del Golfo de California, Mexico. *Ciencias Marinas* 32(3), 471-484.
- Alejo-Plata, M. C., Gómez-Marquez, J., & Herrera-Galindo, J. (2014). Tallas, sexos y madurez sexual del calamán dardo *Lolliguncula diomedea*. *Cuadernos de Investigación UNED Vol.7(1)*, 79-87.
- Allen, R. L. (1971). *Relation between production and biomass*. *Can. Fish. Res. Board Can.* 28: 1573-1581.
- Andrade, C. (2015). *OCEANOGRAFÍA DINÁMICA DE LA CUENCA DE COLOMBIA*. Cartagena: Alpha Editores.
- AUNAP-UNIMAGDALENA. (8 de 4 de 2020). SEPEC. Bogotá, D.C., Colombia.
- Barreto, C. G., & Borda, C. A. (2008). *Evaluación de Recursos Pesqueros Colombianos*. Bogota: ICA 131p.
- Barreto, C., & Borda, C. (2009). *Documento técnico de cuotas*. Bogotá: Incoder.
- Battacharya, C. G. (1967). A simple method of resolution of a distribution into Gaussian components. *Biometrics* , 23:115-135.
- Bayliff, W. (1967). *CRECIMIENTO, MORTALIDAD Y EXPLOTACIÓN DE LOS ENGRAULIDAE, CON REFERENCIA ESPECIAL A LA ANCHOVETA, CETENGRAULIS MYSTICETUS, Y EL COLORADO, ANCHOA NASO, EN EL OCEANO PACIFICO ORIENTAL*. La Jolla, California: COMISIÓN INTERMERICANA DEL ATUN TROPICAL.
- Begon, M., Harper, J., & Townsend, C. (1990). *Ecology: Individual, Population and Communities*. 2nd ed. Blackwell Scient. Public. 945 p.
- Borda, C. A., & Cruz, R. (2004). CRECIMIENTO Y TASAS DE MORTALIDAD DEL BIVALVO *Anadara tuberculosa* (SOWERBY, 1833) EN EL PACÍFICO COLOMBIANO. *Rev. Invest. Mar* 25(3), 177 - 184.
- Caddy, J., & Sharp, G. (1988). *Un marco ecológico para la investigación pesquera*. Roma: FAO, Documento Técnico de Pesca 283.
- Cadima, E. (2003). *Manual de evaluación de recursos pesqueros*. Roma: FAO documento técnico de pesca No. 393 162p.

- Caicedo, J., Rubio, E., Zapata, L., & Giraldo, A. (2006). Estimación del crecimiento de *Lutjanus peru* (Pisces: Lutjanidae) basado en capturas artesanales experimentales realizadas en el Parque Nacional Natural Gorgona y su área de influencia, océano Pacífico colombiano. *Invest. Mar.*, 34(2), 163-168.
- Cantera, J., Neira, R., & Ricaurte, C. (1998). *Bioerosión en la costa Pacífica de Colombia*. Cali: Fondo José Celestino Mutis, FEN. Tercer Mundo 133p.
- Castallanos-Giraldo, G., Chong-Montenegro, C., Baos, R., Zapata, L., Graham, R., & Craig, M. (2018). Using landing statistics and fishers' traditional ecological knowledge to assess conservation threats to Pacific goliath grouper in Colombia. *Aquatic Conserv: Mar Freshw Ecosyst.*, 1-10.
- Castillo-Vargasmachuca, s., Ponce-Palafox, J., Rodríguez-Chaves, G., Arredondo-Figeroa, J., Chávez-Ortiz, E., & A., S. (2013). Effects of temperature and salinity on growth and survival of the Pacific red snapper *Lutjanus peru* (Pisces:Lutjanidae) juveniles. *Lat. Am. J. Aquat. Res* 41(5), 1018-2013.
- Chacón-Guzman, J., Carvajal-Oses, M., & Herrera-Ulloa, A. (2019). Crecimiento y Rendimiento en filete de *Lobotes pacificus* (Perciformes: Lobotidae) en sistemas recirculados, una especie con potencial en acuicultura. *Revistas Ciencias del Mar Y Costeras* 11(2), 129 - 143.
- Cortés, A. (2004). *Suleos de Colombia Una mirada desde la academia*. Bogotá: Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano.
- Csirke, J. (1980). *Introducción a la dinámica de poblaciones de peces*. Roma: FAO documento técnico 192 82p.
- Cubillos, L. (2001). *Evaluación de Stocks*. Colón Chile: Instituto de Investigaciones Pesqueras.
- Danemann, G. (1993). Características generales de la dieta de la palometa, *Tachinotus rhodopus* (Perciformes: Carangides). *Rev. Viol. Tro.*, 41(3), 811-815.
- Díaz-Urbe, J., Chávez, E., & Elorduy-Garay, J. E. (2004). Evaluación de las pesquerías del huachinago (*Lutjanus peru*) en el suroeste del Golfo de California. *Ciencias Marinas* 30(4), 561 - 574.
- Dumas, S., Rosales-Velázquez, M., Contreras-Olguín, M., Hernández-Ceballos, D., & Silverg, N. (2004). Gonadal maturation in captivity and hormone-induced spawning of the Pacific red snapper *Lutjanus peru*. *Aquaculture* 234 (2004) 615–623, 234 615–623.
- Espino-Barr, E., Gallardo-Cabello, M., García-Boa, A., Cabal-Solís, E., & Puente-Gómez, M. (2006). Morphologic and Morphometric Analysis and Growth Rings Identification of Otoliths: Sagitta, Asteriscus and Lapillus of *Caranx caninus* (Pisces: Carangidae) in the Coastal of Colima, Mexico. *Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 1 (2), 157 - 170.
- FAO & Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural. (2015). *Política integral para el desarrollo de la pesca sostenible en Colombia*. Bogotá: UTF/COL/052/COL.

- FAO. (2018). *Conflictos de intereses entre la actividad pesquera artesanal e industrial Pacífico Colombia*. Roma: Coorganizado with the republic of Korea's Ministry of Ocean in Fisheries.
- FAO. (2018). *El estado mundial de la pesca y la acuicultura 2018. Cumplir los objetivos de desarrollo sostenible*. Roma: Licencia: CC BY-NC-SA 3.0 IGO.
- Ferreira, S., Padovani, B., & Pereira, I. (2004). Aspects of fishing and reproduction of the black grouper *Mycteroperca bonaci* (Poey, 1860) (Serranidae: Epinephelinae) in the Northeastern Brazil. *Neotropical Ictiology* s(1), 19-30.
- Fishbase. (15 de 5 de 2020). *Consortio FishBase*. Obtenido de <https://www.fishbase.us/>
- FishBase consortium. (15 de 3 de 2020). *SeaLifeBase*. Obtenido de <https://www.sealifebase.ca/>
- Froese, R., Winker, H., Coro, G., Demirel, N., Tsikliras, A., Scarcella, G., . . . Pauly, D. (2018). A new approach for estimating stock status from length frequency data. *ICES Journal of Marine Science*, 1-12.
- Froese, R., Winkler, H., G., C., Demirel, N., A.C., T., Dimarchopoulou, D., . . . Pauly, D. (2018). A new approach for estimating stock status from length frequency data. *ICES journal of Marine Science*, 12 pp.
- Froese, R., Demirel, N., Coro, G., & Winkler, H. (2019). A simple guide for CMSY and BMS. 18.
- Froese, T., Demirel, N., Coro, G., Kleisner, K., & Winkler, H. (2017). Estimating fisheries reference points from catch and resilience. *FISH and FISHERIES vol 18*, 506-526.
- Gallaardo-Cabello, M., Sanabria-Medez, M., Espino-Barr, E., & Anislado-Tolentino. (2010). Biological aspects of *Lutjanus peru* in Bufadero Bay, Michoacán, México: growth, reproduction and condition factor. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 45(2), 205-215.
- Gallardo, N., Hernández, S., Mojica, H., Puentes, V., & (Eds). (2018). *Caracterización de las pesquerías en Colombia*. Bogotá: AUNAP - Fauna Caribe.
- Gallardo-Cabello, M., Sarabia-Méndez, M., Espino-Barr, E., & Anislado-Tolentino, V. (2010). Biological aspects of *Lutjanus peru* in Bufadero Bay, Michoacán, México: growth, reproduction and condition factors. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, vol. 45, núm. 2, , pp. 205-215.
- García, S., & Le Reste, L. (1986). *Ciclos vitales, dinámica, explotación y ordenación de las poblaciones de camarones peneidos costeros*. Roma: FAO Doc. Téc. Pesca, (203):180 p.
- Gold, J., Pak, E., & DeVries, D. (2002). Population structure of king mackerel (*Scomberomorus cavalla*) around peninsular Florida, as revealed by microsatellite DNA. *Fish. Bull.* 100, 491 - 509.
- Graham, R., Rhodes, K., & Castellanos, D. (2009). Characterization of the goliath grouper *Epinephelus itajara* fishery of southern Belize for conservation planning. *ENDANGERED SPECIES RESEARCH Vol 7*, 195-204.

- Gulland, J. (1966). *Manuel de métodos y estadísticas para la biología pesquera- Parte 1. Métodos de muestreo*. Roma: FAO manuales de ciencias pesqueras.
- Gutierrez Bonilla, F. d., & Barreto, C. (2019). *LOS RECURSOS PESQUEROS COLOMBIANOS Y SU SOSTENIBILIDAD*. Bogotá: Independiente.
- Haddon, M. 2. (2001). *Modelling and quantitative methods in fisheries*. . Chapman and Hall, CRC.
- IDEAM. (2010). *Estudio Nacional del Agua 2010*. . Bogotá: Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales.
- Ideam. (2014). *Informe Nacional del Agua*. Bogotá, D.C. Colombia.: Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. .
- Ingeominas. (1998). Geomorfología y aspectos erosivos del Caribe colombiano. Geomorfología y aspectos erosivos del Pacífico colombiano. *Publicación geológica especial*.
- Invemar. (2018). *Informe del estado de los ambientes y recursos marinos y costeros en Colombia*. Santa Marta: serie de Publicaciones Periódicas No. 3.
- Invemar. (2018). *Informe del estado de los ambientes y recursos marinos y costeros en Colombia, 2017*. Santa Marta.: Serie de Publicaciones Periódicas No. 3.
- Jul-Larse, E., Kolding, J., Overa, R., Raakjaer Nielsen, J., & van Zwieten, P. (2003). *Management, co-management or no management?* Roma: FAO Fisheries Technical Paper 426/2.
- Juniro, T., Vieira-Hazin, F., & Lessa, R. (2006). PESCA E HÁBITOS ALIMENTARES DO PEIXE-REI, *Elagatis bipinnulata* (QUOY & GAIMARD, 1825) (PISCES: CARANGIDAE) NO ARQUIPIELAGO DE SAO PEDRO E SAO PAULO, BRASIL. *Arquivos Ciencias do Mar*, 39:61-65.
- Kolding, J. (1989). *The fish resources of lake Turkana and their environmental*. Bergen: Tesis de grado para el título de la Universidad de Bergen.
- Lasso, J., & Zapata, L. (1999). Fisheries and biology of *Coryphaena hippurus* (Pisces: Coryphaenidae) in the Pacific coast of Colombia and Panamá. *Sciencia Marina*, 387-399.
- López, W. A., & Espinoza, J. (2005). *ESTRUCTURA POBLACIONAL Y UBICACIÓN GEOGRÁFICA Y BATIMÉTRICA DE LAS ESPECIES: Farfantepenaeus californiensis, F. brevirostris, Litopenaeus vannamei, L. stylirostris y L. occidentalis EN LAS COSTA SALVADOREÑA*. El Salvador: Tesis de Maestría 181 p.
- Luckhurst, B., Dean, J., & Reichert, M. (2000). Age, growth and reproduction of the lane snapper *Lutjanus synagris* (Pisces: Lutjanidae) at Bermuda. *MARINE ECOLOGY PROGRESS SERIES*, 255-261.
- Mair, J., Cipriani, R., Guzman, H., & Usan, D. (2012). Fishery of the Green Jack *Caranx caballus* (Osteichytes. Carangidae) in Las Perlas Archipelago, Pacific Panama. *Revista de Biología Tropical*, 1271 - 2012.

- Maldonado, M. (2004). *ESTUDIO DE LA BIOLOGÍA REPRODUCTIVA DEL RÓBALO PALETA Centropomus medius (Gunter 1864) PARA SU APLICACIÓN EN LA ACUICULTURA*. La Paz: Tesis de grado 139 p.
- Martínez, R., & Martínez, N. (1997). *Diseño de experimentos análisis de datos estándar y no estándar*. Bogotá: Fondo Nacional Universitario 479 p.
- McMichael, R. H., Peters, K., & G.R., P. (15 de 3 de 2020). *Early Life History of the Snook, Centropomus undecimalis, in Tampa Bay*. Obtenido de <https://aquila.usm.edu/goms/vol10/iss2/5>
- Miller, E., & Curtis, M. D. (2008). First Occurrence of A Pacific Crevalle Jack, *Caranx caninus*, North of San Diego, California. *Bull. Southern Californai Acad. Sci.*, 41 - 43.
- Miloslavich, P., Díaz, J., Klein, E., Alvarado, J., & Díaz, C. (2010). Marine biodiversity in the Caribbean: Regional estimates and distribution patters. *Plos One*, 5[8]: e1191.[doi:10.1371/journal.pone.0011916](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0011916).
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible-Autoridad Nacional de Licencias Ambientales. (2014). *Manual de Compensaciones por Pérdida de Biodiversidad en Ecosistemas Acuáticos*. Bogotá, D.C. Colombia.
- Molano, J., & Batista, J. (1967). *CALENDARIO CLIMATOLOGICO AERONAUTICO COLOMBIANO*. Bogota: Boletín de la Sociedad Geográfica de Colombia.
- Mora, H. O. (1988). Análisis de la pesca de langostino (*Penaeus (Litopenaeus) occidentalis* Street) efectuada por la flota camaronera de Buenaventura y el trasmallo "electrónico". *TRIANEA (Acta Científica Técnica. INDERENA)*, , 193-207.
- Muller, R. (2000). The 2000 stock assement update od common snook, *Centropomus undecimalis*. *Fish and Wildelife Conservation Commission*, 49.
- Navas-Camacho, N. (2003). *ANATOMÍA GEOLÓGICA DE COLOMBIA*. Bogotá: Sociedad de Geólogos de Colombia 12p.
- Nobrega, M., & Lessa, R. (2009). AGE AND GROWTH OF THE KING MACKAREL (*SCOMBEROMORUS CAVALLA*) OFF THE NORTHEAST COASTAL OF BRAZIL. *Brasilian Journal of Ocenaography* 57(4), 273 - 285.
- Pauly, D. (1983). *Algunos métodos simples para la evalaución de recursos pesqueros tropicales*. Manila Filipinas: FOA Doc. Tec. Pesca (243) 49P.
- Pauly, D. (1984). *Fish population dynamics in tropical waters a manual for use with programable calculators*. Filipinas: ICLARM Stud. Rev. (8): 1-325.
- Pauly, D. (1984). *Fish Population dynamics in tropical waters; a manual for use with programable calculators*. Manila Filipinas: ICLARM Stud. Rev. (8): 325.
- Perea-Garcia, M., Mendoza-Carranza, M., & Páramo-Delgadillo, S. (2008). Dinámica reproductiva y poblacional del robalo, *centropomus undecimalis* (Perciformes: Centropomida) en Barra San Pedro Cental México. *Universidad y Ciencia* 24(1), 49-59.

- Perera-García, M., Mendoza-Carranza, M., & Páramo-Delgadillo, S. (2008). DINÁMICA REPRODUCTIVA Y POBLACIONAL DEL ROBALO, *Centropomus undecimalis* (Perciformes: Centropomidae) EN BARRA SAN PEDRO, CENTLA, MÉXICO. *Universidad y Ciencia Tropico Humedo*, 49-59.
- Peters, K., Matherson, R., & R., T. J. (1998). Reproduction and early life history of common snook, *Centropomus undecimalis* (Bloch), in Florida. *Bulletin of Marine Science*, 62(2), 509-529.
- Posada, & Henao. (2008). *Diagnóstico de la erosión en la zona costera del Caribe*. Santa Marta, Colombia.: Serie Publicaciones Especiales No. 13. INVEMAR, .
- Posada, B. O., & Morales, G. (2011). *Diagnóstico de la erosión costera del territorio insular colombiano.*. Santa Marta. 2011.: Invemar, Serie Publicaciones Especiales N° 24, .
- Prahl, H., Guhl, F., & Grogl, M. (1979). *Gorgona*. Gorgona. Bogotá: Futura Grupo Editorial Ltda.
- Punt, A., & Hilborn, R. (2011). *Bayes-SA Bayesina stock assesment methods in fisheries: user manual* . Roma: FAO Computerized Information Series (fisheries) No 12.
- Punt, A., & Hilborn, R. (2001). *BAYES-SA bAYRSIAN sTOCK aSSESSMENT mETHODS IN fISERIES. User 's Manual*. Roma: FAO Computerized Information Series (FISEHRIES). No. 12.
- Ricker, W. (1975). *Compiutation and interpretation of biological statistics of fish population* . Canada: Bull. Fish Res. Can, (191): 382 p.
- Roa, R., Ernst, B., & Tapia, F. (1999). Estimation of size at sexual maturitys an evalautaiion of analitical and resampling procedures. *Fis. Bull.* 97, 570 - 580.
- Rocha-Olivares. (1997). Age, groth, mortality, and popuation charactristic of the Pacific red snapper, *Lutjanus peru*, off the southeast costal of Baja California, Mexico. *Fisheries Bulletin* 96, 562 - 574.
- Santamaría, A., & Chávez, E. (1999). Evaluación de la Pesquería de *Lutjanus peru* (Pisces: Lutjanidae) de Guerrero, México. *Rev. biol. trop*, vol 27(3): 10-20.
- Seijo, J. C., Defeo, O., & Salas, S. (1997). *Bioeconomía pesquera. Teoría, modelación y manejo*. Roma: FAO Documento Técnico de Pesca. No. 368. 176p.
- Sierra Rodríguez, O. (2004). *Incertidumbre y Riesgo en puntos de referencia para el manejo de la pesquería de Abulon en la península de Baja California*. México: Tesis de grado de maestría Instituto Politécnico Nacional Centro Interdisciplinario de Recursos Marinos. 144 pp.
- Sokal, R. R., & Rohlf, F. J. (1969). *Biometry the principes and practice of statistics in biological research*. San Francisco: Freeman and company, segunda edición.
- Souza, R. (2002). *Dinamica populacional do pargo, Lutjanus purpureus Poey, 1875 (Pisces: Lutjanidae) na plataforma norte do Brasil*. Belém: Tsis de maestria Universidade Federal do Pará.

- Sparre, P., & Venema, S. (1997). *Introducción a la evaluación de recursos pesqueros tropicales: Parte 1 manual*. Roma: FAO documento técnico de pesca 306(2) 420 p.
- Trigliani, M., & Bert, T. (1995). The genetic stock structure of common snook (*Centropomus undecimalis*). *Can. J. Fish. Aquat.*, 974-984.
- Tsokos, M. (1991). *Estadística para biólogos y ciencias de la salud*. Mexico: Interamericana McGraw Hill. 527p.
- Vega, A., Robles, Y., Bonicha, S., & Boniche, M. (2008). ASPECTOS BIOLÓGICO - PESQUERO DEL GÉNERO *CYNOSCION* (PISCES: SCIAENIDAE) EN EL GOLFO DE MONJITO, PACÍFICO PANAMEÑO. *Tecnociencia*, Vol 10. No2 9 - 26 p.
- Vergara-Chen, C. (2014). LOS ROBALOS (PISCES, CENTROPOMIDAE) DEL PACÍFICO DE PANAMÁ: DESAFÍOS EMERGENTES EN INVESTIGACIÓN Y CONSERVACIÓN. *Tecnociencia* vol 16, No 1, 15-40.
- von Bertalanffy, L. (1938). A quantitative theory of organic growth (inquiries on growth laws. II.). *Human Biology*, 10: 181-213.
- Zar, J. H. (1999). *Bioestatistical Analysis*. USA: Prentice - Hall 663p.